

# PROJET DE METHODE LABEL BAS-CARBONE POUR LA RESTAURATION HYDRAULIQUE DES TOURBIERES DEGRADEES

Proposée à la Direction Générale de l'Énergie et du Climat par  
la Fédération des Conservatoires d'espaces naturels

Version 2 du 17 juillet 2025

Rédaction : Grégory BERNARD (FCEN)

Avec la participation de Daniel GILBERT (Université de Franche-Comté), Sébastien GOGO (Université de Rennes),  
Lise PINAULT (Université de Franche-Comté), François MICHEAU (FCEN) et Dylan AMIAR (FCEN).

Relecture : Léa DIECKHOFF (Eifer), François MICHEAU (FCEN), Dylan AMIAR (FCEN), Ludivine Coincenot (FCEN) et  
Catherine JOURDAIN (FCEN)

*Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier de la Direction de l'Eau et de la Biodiversité du  
Ministère de la Transition Ecologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche*



PROJET

## Table des matières

1	L'importance des tourbières dans la machine climatique .....	8
1.1	Un climatiseur planétaire lent, mais très efficace .....	8
1.2	La dégradation des tourbières, de lourdes conséquences pour le climat et la biodiversité. ....	10
1.3	Etat des connaissances des tourbières de France hexagonale .....	11
2	Présentation de la méthode et de ses objectifs.....	13
2.1	L'objet de la méthode : les tourbières dégradées .....	13
2.2	Les leviers visés pour la réduction des émissions.....	14
2.3	Les bénéfices attendus de la restauration hydraulique des tourbières dégradées .....	15
2.4	Compartiments en GES pris en compte dans la méthode .....	19
2.5	Le porteur de projet .....	20
2.6	Vérification des réductions d'émissions .....	21
2.6.1	Projets avec vérification <i>ex-ante</i> des réductions d'émissions .....	21
2.6.2	Projets avec vérification <i>ex-post</i> des réductions d'émissions .....	22
2.7	Durée de validité des projets.....	22
2.8	Mise à jour de la méthode .....	23
3	Critères d'éligibilité .....	23
3.1	Conditions légales d'éligibilité des projets .....	23
3.2	Critères de maîtrise d'usage et de maîtrise foncière.....	24
3.3	Milieus éligibles.....	24
3.3.1	Cas particulier des « Marais régulés ».....	24
3.3.2	Cas particulier des exploitations industrielles de tourbe .....	25
3.3.3	Restauration de tourbières ayant fait l'objet de plantations sylvicoles .....	26
3.3.4	Restauration de tourbières « cultivées » .....	26
3.3.5	Cas des tourbières ultra-marines .....	26
3.4	Activités éligibles et non éligibles : itinéraires techniques des travaux de restauration.....	27
3.4.1	Décapage, étrépage et travail du sol.....	27
3.4.2	Création de plan d'eau ou la submersion de site tourbeux .....	28
3.4.3	Création de mares ou de petites pièces d'eau libre .....	28
3.5	Etude préalable : le diagnostic fonctionnel .....	28
3.5.1	Volet hydrologie.....	29
3.5.2	Volet pédologie .....	29
3.5.3	Volet diachronie.....	30
3.6	Permanence des projets.....	30
3.7	Eléments obligatoires du dossier de demande de labellisation .....	30

4	Démonstration de l'additionnalité .....	33
4.1	Additionnalité par rapport à la législation .....	33
4.2	Additionnalité financière .....	33
5	Evaluation des co-bénéfices .....	34
5.1	Co-bénéfices liés à la biodiversité .....	35
5.2	Co-bénéfices liés à la ressource en eau .....	38
5.1	Co-bénéfices socio-économiques .....	40
5.2	Bénéfices climatiques additionnels .....	43
6	Principes pour établir le scénario de référence .....	44
6.1	Approche basée sur la subsidence et l'évolution du stock de carbone .....	44
6.2	Zonage du site dans le scénario de référence .....	45
6.3	Calcul de la vitesse de subsidence .....	45
6.3.1	Facteur d'usage des terres (FUT) .....	46
6.3.2	Facteur température (FT) .....	46
6.4	Estimation du stock de carbone .....	47
6.5	Espace pédologique de subsidence potentielle .....	48
6.6	Calcul de la part de minéralisation dans le processus général de subsidence .....	49
6.7	Mise à jour du scénario de référence .....	49
7	Dimensionnement et suivi des projets de restauration .....	51
7.1	Dimensionnement des travaux .....	51
7.1.1	Suivi des pièces d'eau libre créées par la restauration .....	52
7.1.2	Suivi des secteurs inondés par la restauration .....	52
7.1.3	Suivi des volumes de tourbe remaniée .....	53
7.2	Paramètres à suivre pour les projets avec vérification <i>ex-ante</i> des réductions d'émissions .....	53
7.2.1	La surface restaurée .....	53
7.2.2	Le niveau piézométrique sur la surface restaurée .....	54
7.2.3	Suivi des habitats naturels .....	54
7.3	Paramètres à suivre pour les projets avec vérification <i>ex-post</i> des réductions d'émissions .....	55
7.3.1	Méthode de suivi de la subsidence .....	55
7.3.2	Etablissement du niveau de référence après restauration .....	56
7.3.3	Suivi de la subsidence .....	57
8	Intégration du risque de non-permanence .....	57
8.1	Risques d'événements climatiques extrêmes .....	58
8.2	Risque d'incendie .....	59
9	Calcul des réductions d'émissions des projets .....	59
9.1	Calcul des émissions du scénario de référence .....	59

9.1.1	Emissions des zones d'eau libre dans le scénario de référence .....	59
9.1.2	Emissions de l'histosol dégradé .....	60
9.2	Calcul des émissions du scénario de projet .....	61
9.2.1	Emissions des chantiers de restauration .....	61
9.2.2	Calcul des émissions liées aux travaux sylvicoles .....	61
9.2.3	Calcul des émissions liées à la restauration de tourbières cultivées .....	61
9.2.4	Calcul des émissions liées au travail de l'histosol .....	62
9.2.5	Calcul des émissions liées à la submersion d'histosols .....	62
9.2.6	Calcul des émissions liées à la création de zones d'eau libres dans les histosols .....	63
9.3	Evaluation de la complétude des sources d'émissions mineures .....	64
9.4	Calcul des réductions d'émissions <i>ex-ante</i> .....	65
9.5	Calcul des réductions d'émissions <i>ex-post</i> .....	65
10	Suivis et vérifications de l'impact des projets .....	67
10.1	Vérifications documentaires .....	67
10.2	Contrôles spécifiques pour la vérification <i>ex-ante</i> des réductions d'émissions .....	68
10.3	Contrôles spécifiques pour la vérification <i>ex-post</i> des réductions d'émissions .....	69
10.3.1	Vérifications documentaires .....	69
10.3.2	Vérification de terrain .....	69
11	Bibliographie .....	71

## Liste des figures

---

Figure 1 - Surfaces et stocks de carbone mondiaux par types d'écosystèmes (Global Peatland Initiative et al., 2023).....	8
Figure 2 - Comparaison des stocks et densités en carbone de différents types de tourbières et différents écosystèmes (Temminck et al., 2022) .....	9
Figure 3 - Représentation schématique du cycle du carbone en tourbières (Page et al., 2011) .....	10
Figure 4 - Effet du drainage et de la restauration sur les flux des trois principaux gaz à effet de serre des tourbières (Global Peatland Initiative et al., 2023)) .....	16
Figure 5 - L'effet climatique global de la restauration des tourbières dépend de la rapidité avec laquelle les mesures seront mises en œuvre (Global Peatland Initiative et al., 2023) .....	18
Figure 6 - Relation entre niveau moyen annuel de nappe et flux de N <sub>2</sub> O (Couwenberg, 2022) .....	20
Figure 7 - capture d'écran du tableau de calcul des stocks de carbone.....	48
Figure 8 - Variations de la vitesse de subsidence en fonction de la profondeur moyenne estivale de nappe et de la température moyenne (Kniess, 2008) .....	50

## Liste des tableaux

---

Tableau 1 – Pouvoir de réchauffement global (PRG) à différents horizons temporels des trois principaux GES impliqués dans le fonctionnement des tourbières (GIEC, 2023) :.....	17
Tableau 2 - Synthèse des compartiments et gaz à effet de serre pris en compte dans la méthode :....	19
Tableau 3 - Outils de maîtrise foncière forte pour la vérification ex-ante des réductions d'émissions .	21
Tableau 4 - Exemples de durées de validité des projets dans les systèmes de certifications d'autres pays.....	22
Tableau 5 - Exemple de dispositif de suivi pour évaluer l'effet des mesures de restauration sur la végétation.....	36
Tableau 6 - Grille d'évaluation du co-bénéfice "état de conservation des habitats" .....	37
Tableau 7 - Grille de notation du co-bénéfice "conservation d'espèces patrimoniales" .....	37
Tableau 8 - Clé d'évaluation simplifiée du co-bénéfice "protection contre les inondations" .....	38
Tableau 9 - Grille de notation du co-bénéfice "stockage d'eau".....	39
Tableau 10 - Grille d'évaluation des émissions évitées au-delà de la durée de validité des projets .....	43
Tableau 11 - Variables à utiliser pour la mise à jour du facteur température dans le scénario de référence .....	50
Tableau 12 - Synthèse et caractéristiques des sources d'émissions à évaluer lors du dimensionnement des travaux de restauration .....	51
Tableau 13 - synthèse des relevés à réaliser pour le suivi de la subsidence .....	57
Tableau 14 - Calcul de la subsidence des unités fonctionnelles.....	57
Tableau 15 - Facteurs d'émissions pour les sols organiques inondés (GIEC, 2019) .....	63

Tableau 16 - Facteurs de conversion du flux de méthane en fonction du niveau trophique (GIEC, 2019)	64
Tableau 17 - Synthèse des valeurs de flux des zones d'eau libre en fonction du niveau trophique	64
Tableau 18 - Synthèse des éléments de contrôle des projets pour la vérification ex-post des réductions d'émissions	69

## Glossaire

---

- Aérobic : Organisme ou processus nécessitant la présence de dioxygène pour vivre ou fonctionner. La dégradation aérobie de la matière organique produit du dioxyde de carbone ;
- Anaérobie : Organisme ou processus se développant sans oxygène, en l'absence de dioxygène. La dégradation anaérobie de la matière organique produit du méthane ;
- Solum : Tranche verticale d'une couverture pédologique ;
- Histique : Horizons holorganiques formés en milieu saturé par l'eau la majeure partie du temps et composé principalement à partir de débris végétaux hygrophiles ou subaquatiques ;
- Histosol : un solum comportant un horizon organique de surface histique, épais de plus de 10 cm qui renferme au moins 30% de matière organique en place » (Cubizolle, 2019) ;
- Minéralisation : processus de décomposition de la matière organique par les microorganismes ;
- Matière organique (MO) : Ensemble de substances produites par les êtres vivants (végétaux, animaux, champignons, micro-organismes) ;
- Carbone organique dissous (COD) : regroupe les différents composés organiques provenant de la décomposition de la matière organique. La concentration en COD est utilisée pour caractériser la pollution organique des milieux aquatiques ;
- Subsidence : La subsidence peut être définie comme la perte d'altitude d'un histosol asséché, et qui résulte de trois processus : la compression primaire (vidange de l'eau et affaissement des macropores), la minéralisation (consommation de la matière organique responsable des émissions de CO<sub>2</sub>) et la compaction globale de la colonne de tourbe ;
- Turfigène : Qualifie soit le processus d'accumulation de la tourbe en lui-même (= processus turfigène), soit la végétation qui permet la production de tourbe (= végétation turfigène) ;
- Tourbière minérotrophe : Tourbière dont l'alimentation hydrique dépend majoritairement des eaux de ruissellement de surface, sub-surface et souterraines ;
- Tourbière ombrotrophe : Tourbière dont l'alimentation hydrique dépend principalement des précipitations (pluie, neige, brouillard) ;
- Densité apparente : grandeur utilisée pour la description des sols qui correspond à la masse sèche solide du sol, divisé par son volume total. La densité apparente de la tourbe est utilisée pour le calcul du stock de carbone du sol ;

# 1 L'importance des tourbières dans la machine climatique

## 1.1 Un climatiseur planétaire lent, mais très efficace

A l'échelle planétaire, les tourbières n'occupent que 3 % à 4 % des terres émergées (United Nations Environment Programme, 2022; Xu et al., 2018), mais représentent un stock de carbone dont les estimations varient entre 450 Gt et 650 Gt (Gorham, 1991; Yu et al., 2010; Leifeld and Menichetti, 2018a; Loisel et al., 2021; United Nations Environment Programme, 2022), soit 21 % de l'ensemble du carbone des sols (estimé à 3000 Gt par Scharlemann et al., 2014).

La quantité de carbone stockée par les tourbières est environ deux fois supérieure à celle stockée dans la biomasse de l'ensemble des forêts du monde (Pan et al., 2011; Leifeld and Menichetti, 2018b; Global Peatland Initiative et al., 2023).

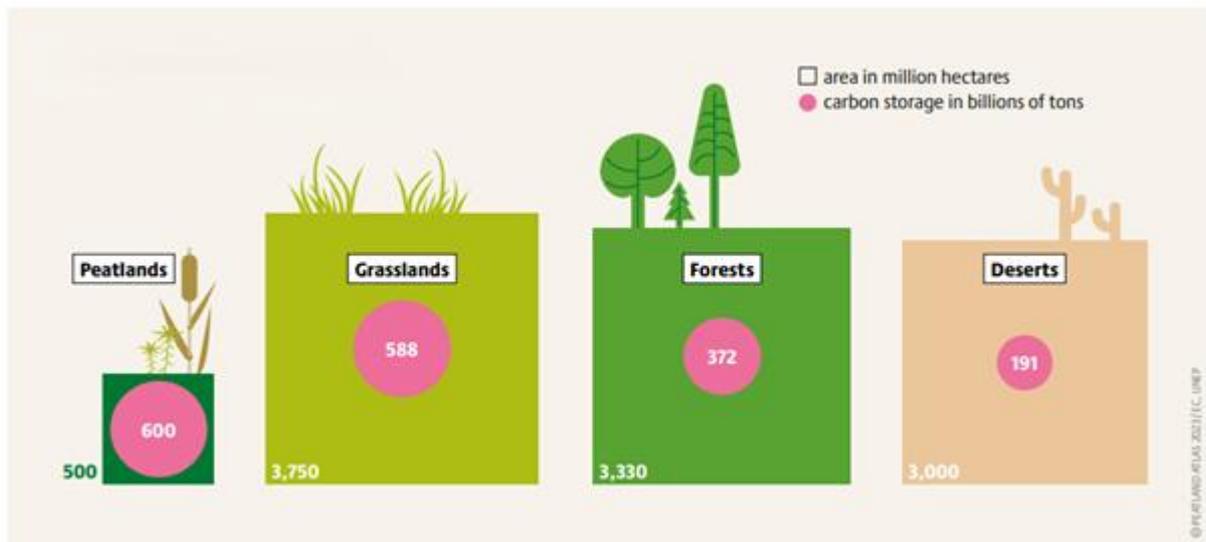


Figure 1 - Surfaces et stocks de carbone mondiaux par types d'écosystèmes (Global Peatland Initiative et al., 2023)

En Europe, les tourbières occupent une surface d'environ 5,5 % des terres (Zak and McInnes, 2022) mais représentent un stock de 42 Gt de carbone (Byrne et al., 2004).

Le stock de carbone d'une tourbière dépend de l'épaisseur de tourbe accumulée depuis sa formation. On estime que chaque mètre d'épaisseur de tourbe contient environ 700 t C.ha<sup>-1</sup> (Roßkopf et al., 2015). Pour une surface donnée, le stock de carbone d'une tourbière varie donc en fonction de l'épaisseur de l'histosol. Temmink et al., (2022) estiment une valeur moyenne de 1000 à 2000 tonnes de carbone par hectare, plaçant ainsi les tourbières devant les mangroves (900 t C.ha<sup>-1</sup>), les marais salés (400 t C.ha<sup>-1</sup>), les herbiers marins (330 t C.ha<sup>-1</sup>) ou encore les forêts (150 à 230 t C.ha<sup>-1</sup>).

Ainsi, les tourbières font parties des écosystèmes possédant la plus forte densité de carbone (cf. Figure 2).

En conséquence, des tourbières avec de faibles épaisseurs de tourbe constituent malgré tout un enjeu pour le climat. A titre de comparaison, un hectare d'histosol de 15 cm d'épaisseur contient un stock de carbone qui peut dépasser les 30 à 75 tonnes, soit autant que la biomasse aérienne d'une même surface

de forêt tropicale riche en carbone. Le critère d'épaisseur minimale de tourbe généralement utilisé pour définir les tourbières et les cartographier (généralement 30 à 50 cm selon les pays) n'est donc pas pertinent du point de vue de la protection du climat (United Nations Environment Programme, 2022).

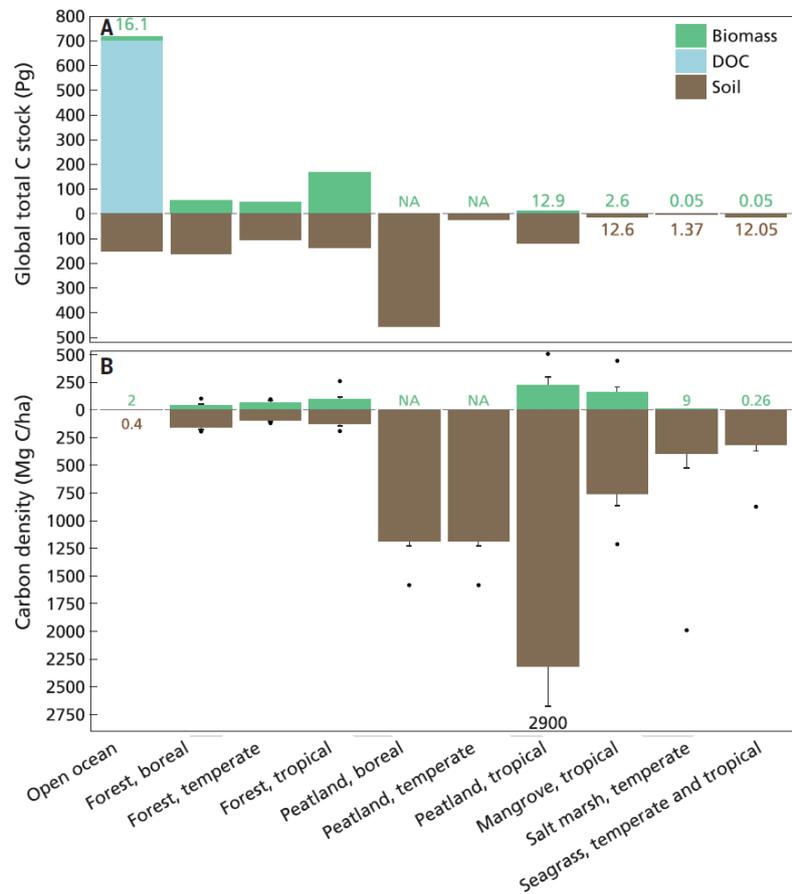


Figure 2 - Comparaison des stocks et densités en carbone de différents types de tourbières et différents écosystèmes (Temmink et al., 2022)

Du point de vue climatique, sur des échelles de temps relativement courtes (d'une à quelques années) une tourbière intacte peut cependant être une légère source de CO<sub>2</sub> ou avoir un bilan neutre (Frolking et al., 2011).

Toutefois, sur le temps long la formation de ces tourbières a soustrait de grandes quantités de CO<sub>2</sub> à l'atmosphère par photosynthèse. Des quantités importantes de biomasse végétale ont été produites et se sont partiellement accumulées pour former les histosols (avec des taux d'accumulation moyens estimés entre 100 kg et 400 kg C.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>) ; malgré les émissions de méthane associées à la formation et au développement des tourbières, les experts estiment qu'elles ont eu un effet global de refroidissement du climat planétaire d'environ 0,6 °C au cours de l'Holocène (Frolking and Roulet, 2007).

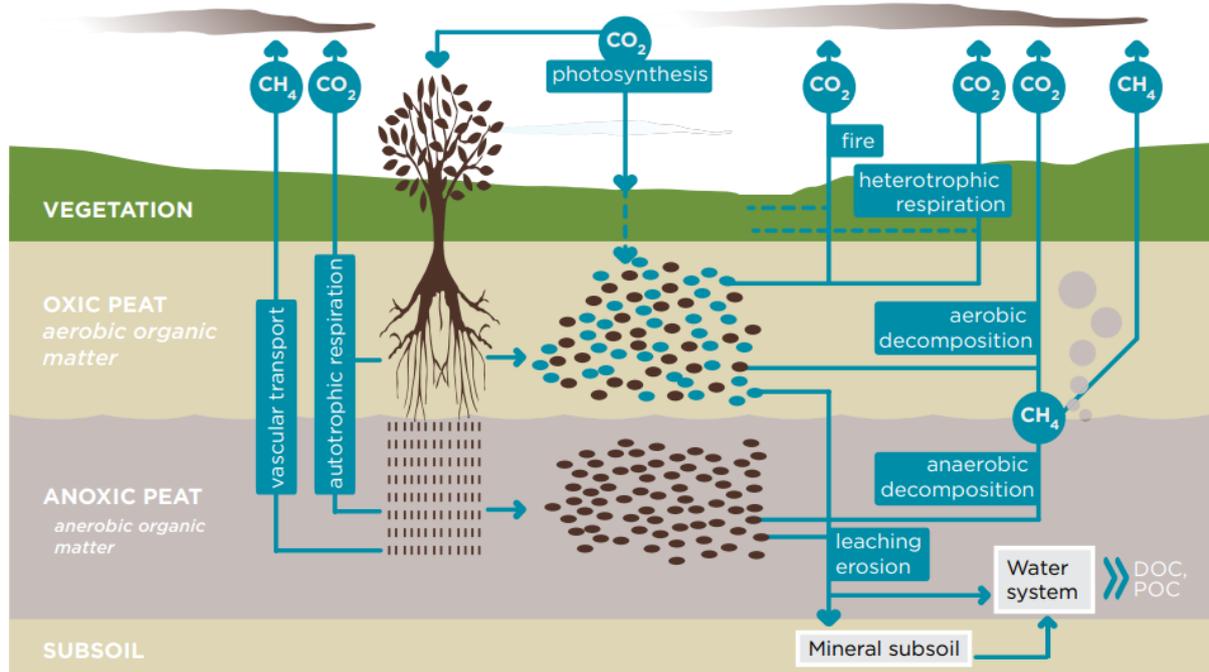


Figure 3 - Représentation schématique du cycle du carbone en tourbières (Page et al., 2011)

## 1.2 La dégradation des tourbières, de lourdes conséquences pour le climat et la biodiversité

Malgré leur importance, la dégradation des tourbières se poursuit à l'échelle mondiale au rythme alarmant de 500 000 ha par an (Tanneberger & al., 2024).

Depuis plusieurs siècles, les tourbières du monde ont fait l'objet d'usages divers conduisant à la dégradation, voire à la destruction d'environ 12 % à 16 % de leur surface (Barthelmes, 2016; Bonn et al., 2016; Cubizolle, 2019; United Nations Environment Programme, 2022). Exploitation de la tourbe, plantations forestières, usages agricoles intensifs, urbanisation, prélèvements d'eau, drainages et incendies sont les principales causes de destruction de ces écosystèmes. Les tourbières d'Europe et d'Afrique ont été les plus affectées par ces dégradations avec des pertes évaluées à environ 50 % des superficies initiales (Cubizolle, 2019).

Les conséquences climatiques de la destruction des tourbières sont pourtant désastreuses. L'assèchement de la tourbe réactive les processus de dégradation aérobie\* de la matière organique, qui sont plus rapides et efficaces que la dégradation anaérobie. De ce fait une partie du stock de carbone est rapidement réémis vers l'atmosphère sous forme de CO<sub>2</sub>. Les émissions de méthane (CH<sub>4</sub>) sont stoppées (ou fortement réduites) car sa production dans les couches anaérobies est réduite d'une part, et il est oxydé dans les couches de tourbe drainée d'autre part.

Ainsi, chaque année, les tourbières drainées du monde émettent dans l'atmosphère environ 2 Gt eq.CO<sub>2</sub> ce qui représente 2 % à 4 % du total des émissions anthropiques globales. Si les gaz à effet de serre continuent d'être libérés à ce rythme par les tourbières drainées et dégradées, ils consommeront 12 % du budget carbone restant permettant de maintenir le réchauffement de la planète en dessous des +2 °C et 41 % du budget carbone restant pour maintenir le réchauffement de la planète en-dessous des

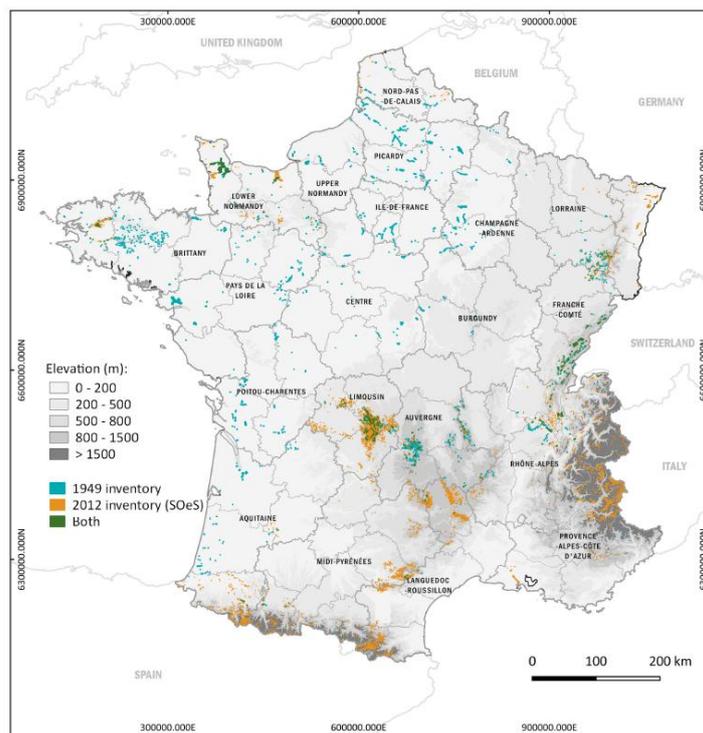
+1,5 °C (Doelman et al., 2023; Günther et al., 2020; Leifeld and Menichetti, 2018b; United Nations Environment Programme, 2022).

L'Europe est le deuxième émetteur de gaz à effet de serre issus des tourbières dégradées derrière l'Asie, avec près de 600 Mt eq.CO<sub>2</sub> par an. Le drainage des tourbières pour l'agriculture demeure la principale cause de dégradation. Les tourbières drainées ne représentent que 3 % des terres agricoles de l'Union européenne et leur réhumidification permettrait d'éviter jusqu'à 25 % des émissions de gaz à effet de serre de l'Union européenne dues à l'agriculture (United Nations Environment Programme, 2022).

Les tourbières fournissent de nombreux services écosystémiques comprenant la régulation du climat (séquestration et stockage du carbone), la régulation quantitative des flux hydriques à l'échelle des bassins versants, l'amélioration de la qualité de l'eau grâce à la rétention des nutriments, et offrent des habitats naturels supports d'une biodiversité typique et rare. Pour l'ensemble de ces raisons, la restauration et la conservation des tourbières ont été identifiées comme des actions prioritaires à mettre en œuvre afin d'atteindre les objectifs climatiques et de conservation de la biodiversité fixés par les conventions internationales. Au-delà de ces conséquences dramatiques pour le climat, la dégradation et la destruction des tourbières constituent des atteintes majeures à la biodiversité et à l'ensemble des services rendus par ces écosystèmes (Convention sur la diversité biologique, Convention de Ramsar, Accords de Paris) (United Nations Environment Programme et al., 2008; Hiraishi et al., 2014; Bonn et al., 2016; United Nations Environment Programme, 2022).

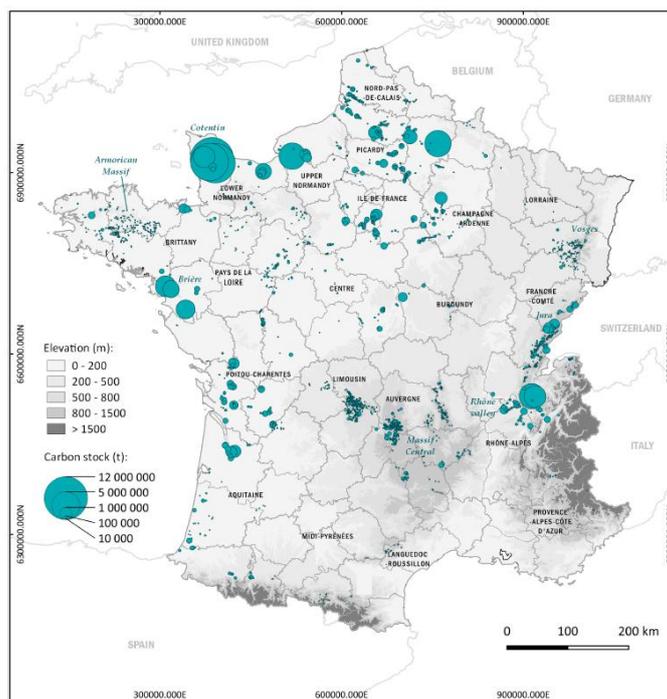
### 1.3 Etat des connaissances des tourbières de France hexagonale

En France hexagonale, un état des lieux partiel réalisé en 2013 par agrégation d'inventaires locaux recensait environ 63 000 ha de tourbières (Service de l'Observation et des Statistiques and Pôle-relais tourbières, 2013). Cette surface était très largement sous-estimée, des régions riches en tourbières comme la Picardie ou la Bretagne n'y figurant pas. L'inventaire réalisé dans les années 40 avec un objectif d'exploitation de la tourbe estimait la surface tourbeuse globale à environ 100 000 ha (Ministère de l'industrie et du commerce, 1949). L'agrégation de ces deux sources principales (Carte 1) laisse penser que la surface tourbeuse est supérieure à 100 000 ha. L'estimation de 140 000 ha réalisée par Joosten (2009) est probablement proche de la réalité.



Carte 1 – Distribution des tourbières de France hexagonale selon l’atlas de 1949 et l’inventaire de 2013 du Service de l’Observation et des Statistiques (Pinault et al., 2023)

En matière de stocks de carbone, la seule estimation disponible pour la France est celle de Pinault et al. (2023) réalisée sur la base de données datant de 1949 (Ministère de l’industrie et du commerce et al., 2021). Bien qu’incomplet et daté, ce travail constitue le seul inventaire national des stocks, réalisé à l’époque avec un objectif d’exploitation de la tourbe. En 1949, la quantité de carbone stockée dans les 63 000 ha prospectés s’élevait à environ 110 Mt C (Carte 2). Ce chiffre est cohérent avec l’estimation de 150 Mt C pour 140 000 ha de Joosten (2009).



Carte 2 - Distribution des stocks de carbone des tourbières de France hexagonale en 1949 (Pinault et al. 2023)

## 2 Présentation de la méthode et de ses objectifs

L'objectif de cette méthode Label bas carbone (LBC) est de fournir un outil de quantification des réductions d'émissions de GES obtenues grâce à la restauration hydrologique de tourbières dégradées. Elle fournit également un cadre d'évaluation des nombreux co-bénéfices pouvant être obtenus grâce à ces actions de génie écologique.

Comme les autres méthodes LBC, elle s'inscrit dans la stratégie française de neutralité carbone à horizon 2050, la Stratégie Nationale Bas-Carbone (Décret n° 2020-457 du 21 avril 2020 relatif aux budgets carbone nationaux et à la stratégie nationale bas-carbone, 2020) et la stratégie nationale biodiversité 2030 qui prévoit dans sa mesure 39, relative à la mobilisation des financements privés en faveur de biodiversité, de renforcer les labels bas-carbone mobilisant des Solutions fondées sur la Nature.

Elle répond par ailleurs aux objectifs de l'axe 2 (action 21) du Plan National d'Actions Milieux Humides 2022-2026 qui prévoit que des « méthodes du « label bas-carbone » seront développées pour valoriser l'impact des milieux humides par grand type dans l'atténuation des effets du changement climatique » et de l'article 227 de la loi climat et résilience qui « encourage le déploiement de méthodes et de projets pouvant donner lieu à l'attribution de crédits carbone au titre du label « Bas-Carbone » en faveur des aires protégées et des acteurs concourant à leur gestion » (LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets (1), 2021).

### 2.1 L'objet de la méthode : les tourbières dégradées

Les tourbières peuvent être définies comme « un type de zone humide qui se caractérise par des bilans hydriques assurant une saturation en eau suffisante du sol pour permettre le maintien de conditions anaérobies favorables à l'accumulation de tourbe et au développement d'un histosol, ce dernier étant

défini comme un solum<sup>1</sup> comportant un horizon organique de surface histique<sup>2</sup>, épais de plus de 10 cm qui renferme au moins 30% de matière organique en place » (Cubizolle, 2019).

Dans le cadre de cette méthode, la définition proposée ci-dessus peut poser problème dans la mesure où certaines tourbières pourraient présenter des tourbes fortement dégradées avec des taux de matière organique inférieurs à 30 %.

Dans les tourbières dégradées visées par cette méthode, les couches superficielles de l'histosol (jusqu'à quelques dizaines de centimètres de profondeur) sont en cours de minéralisation, impliquant ainsi une diminution de leur teneur en matière organique.

Ces caractéristiques correspondent au terme d'histosol « assaini », utilisé par les l'Association Française d'Etude des Sols pour désigner ce type d'histosol dégradé (AFES, 2009). Ce terme est utilisé par les pédologues « *tant que le processus n'est pas irréversible et que l'accumulation [de tourbe] peut être relancée* ». Il désigne donc de façon pertinente l'objet principal de cette méthode : des histosols en cours de minéralisation, mais dont la remise en eau peut limiter, voire stopper ce processus de dégradation, et donc les émissions de CO<sub>2</sub>.

En ce qui concerne l'épaisseur de l'histosol, la valeur minimale de 10 cm retenue dans la définition ne peut s'appliquer dans le cadre de cette méthode car trop faible pour garantir la permanence des réductions d'émissions sur des projets de longues durées. Dans cette méthode, l'épaisseur minimale de tourbe est déterminée pour chaque projet, en fonction de ses caractéristiques spécifiques.

## 2.2 Les leviers visés pour la réduction des émissions

La remise en eau d'un histosol est un levier suffisant pour limiter les émissions de CO<sub>2</sub>, et son effet est immédiat (D. Wilson et al., 2016). Elle est définie par le GIEC (Hiraishi et al., 2014) comme « *l'action délibérée de remonter le niveau de nappe dans les sols drainés pour rétablir la saturation en eau, par exemple en bloquant les canaux de drainage ou en stoppant les systèmes de pompage* ». Les études montrent que le niveau optimal de réhausse de nappe, d'un point de vue climatique, dépend toutefois des caractéristiques des sites (historique et type de dégradation, type de tourbières, ...) (Jurasinski et al., 2016).

Toutefois, la « simple » remise en eau d'un histosol ne constitue pas une restauration écologique et fonctionnelle complète d'une tourbière. C'est pour cette raison que le terme de restauration hydraulique est utilisé dans cette méthode, il correspond à une action permettant de limiter les flux de GES en recréant des conditions anaérobies mais n'est pas synonyme de restauration hydrologique fonctionnelle.

Au sens strict, la restauration écologique a été définie par la Society for Ecological Restoration International comme « *le processus d'assister l'auto-régénération des écosystèmes qui ont été dégradés, endommagés ou détruits* ». Il s'agit donc d'une activité intentionnelle qui initie ou accélère le rétablissement d'un écosystème antérieur (ancien ou récent) par rapport à sa composition spécifique, sa structure communautaire, son fonctionnement écologique, la capacité de l'environnement physique à supporter son biote (ensemble des organismes vivants) et sa connectivité avec le paysage ambiant. Cela suppose et nécessite une bonne connaissance de l'écologie fonctionnelle et évolutive des

---

<sup>1</sup> Tranche verticale d'une couverture pédologique observée sur une coupe naturelle ou dans une fosse artificielle. Le solum doit avoir une épaisseur suffisante pour intégrer tous les horizons (Cubizolle, 2019)

<sup>2</sup> Horizons holorganiques formés en milieu saturé par l'eau la majeure partie du temps et composé principalement à partir de débris végétaux hygrophiles ou subaquatiques.

écosystèmes ciblés, de l'histoire de la dégradation anthropique et, enfin, du choix d'un écosystème de référence pour guider la planification, la réalisation, le suivi et l'évaluation du projet de restauration (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004).

Le retour à un état et/ou à un fonctionnement antérieur à la perturbation, permettant notamment le retour à un système turfigène<sup>3</sup>, n'est pas toujours possible. Soit car l'état de dégradation avancé ne le permet pas, soit car les conditions initiales ayant permis la genèse et l'accumulation de tourbe ne peuvent être retrouvées (diminution des apports quantitatifs en eau, augmentation du niveau trophique / dégradation de la qualité de l'eau des bassins versants, changements climatiques).

Des mesures de restauration incomplètes (réhausse partielle du niveau de nappe par exemple) auront un effet limité sur les émissions de GES et sur la restauration d'une biodiversité typique du milieu. De plus, ils ne permettront pas de stopper complètement les externalités négatives engendrées par une tourbière dégradée (eutrophisation de cours d'eau, relargage de divers polluants, poursuite de la subsidence, etc.).

Les itinéraires techniques pour restaurer une tourbière peuvent être variés, et les techniques étant en constante évolution, cette méthode ne dresse pas une liste fermée d'actions éligibles afin de rester applicable dans la majorité des situations. Elle fournit toutefois une liste d'activités non-éligibles à la labellisation du fait de leurs effets contestables, ou peu documentés, sur les réductions d'émissions (cf. paragraphe 3.4).

### 2.3 Les bénéfices attendus de la restauration hydraulique des tourbières dégradées

L'effet de la remontée de nappe sur les flux des GES des tourbières est schématisé en Figure 4. Globalement, la restauration hydraulique permet de stopper les émissions de CO<sub>2</sub> et de protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) alors qu'elle réactive les émissions de CH<sub>4</sub>, qui présentent parfois un pic dans la phase post travaux avant de revenir à des niveaux proches de ceux des tourbières en bon état écologique.

---

<sup>3</sup> Qualifie soit le processus d'accumulation de la tourbe en lui-même (= processus turfigène), soit la végétation qui permet la production de tourbe (= végétation turfigène)

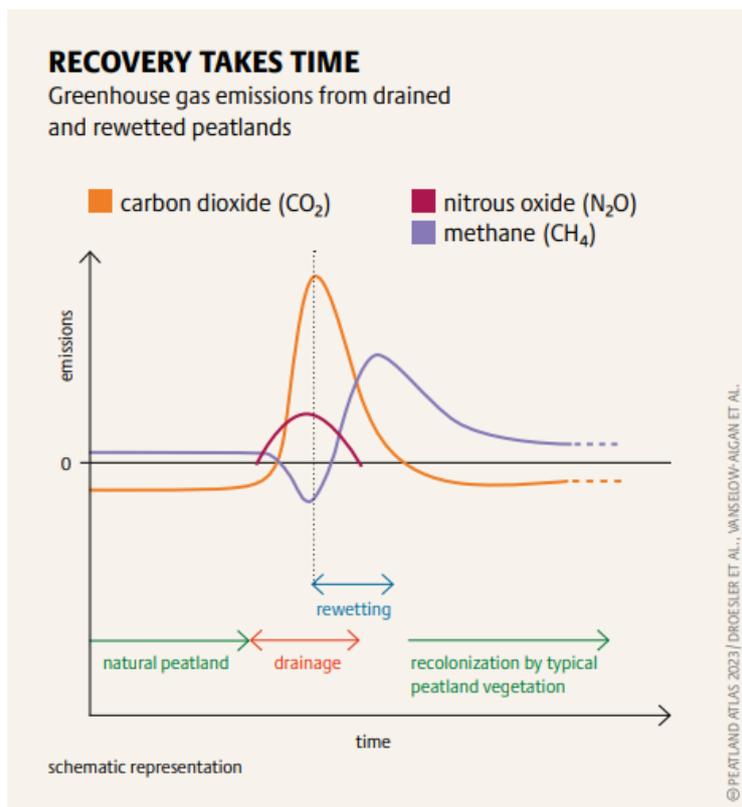


Figure 4 - Effet du drainage et de la restauration sur les flux des trois principaux gaz à effet de serre des tourbières (Global Peatland Initiative et al., 2023))

L'effet climatique de la restauration hydrologique des tourbières doit donc tenir compte de l'effet combiné des trois principaux gaz à effet de serre significatifs dans les tourbières (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O), de leurs pouvoirs de réchauffement respectifs, et de leur durée de vie dans l'atmosphère (Frolking and Roulet, 2007). Ainsi l'effet climatique de la restauration hydraulique des tourbières doit également être évalué en comparant d'une part les émissions de CO<sub>2</sub> et de N<sub>2</sub>O de l'état dégradé et d'autre part les émissions de CH<sub>4</sub> des tourbières restaurées.

Un grand nombre de facteurs affectent la dynamique du carbone après restauration, incluant l'utilisation passée et actuelle du site, l'épaisseur de tourbe restante, le statut trophique, le type de végétation (Renou-Wilson et al., 2022; Wilson et al., 2022). Malgré ces variations, l'analyse globale des flux de GES avant et après restauration montre un effet significatif sur la baisse des émissions de CO<sub>2</sub> et sur l'augmentation des émissions de CH<sub>4</sub> en particulier pour les tourbières tempérées (Darusman et al., 2023).

Pour certains sites la restauration aura pour effet de limiter les émissions de CO<sub>2</sub>, alors que dans certains cas la restauration permettra de rétablir la fonction de puits de carbone et le fonctionnement global du site (Wilson et al., 2022).

Pour évaluer l'effet climatique réel de la restauration des tourbières, il est donc nécessaire des comparer des GES aux caractéristiques très différentes, en particulier concernant le temps de résidence atmosphérique. Cela rend l'évaluation du bénéfice climatique extrêmement dépendante de la durée sur laquelle elle est évaluée (Günther et al., 2020; Mander et al., 2023a).

Tableau 1 – Pouvoir de réchauffement global (PRG) à différents horizons temporels des trois principaux GES impliqués dans le fonctionnement des tourbières (GIEC, 2023)<sup>4</sup> :

GES	Durée de vie dans l'atmosphère (années)	PRG-20	PRG-100	PRG-500
CO <sub>2</sub>	Variable	1,000	1,000	1,000
CH <sub>4</sub>	11,8	79,7	27,0	7,2
N <sub>2</sub> O	109	273	273	130

Le forçage radiatif des GES à longue durée de vie (CO<sub>2</sub> et N<sub>2</sub>O pour les tourbières) est déterminé par le cumul à long terme de leurs émissions dans l'atmosphère, alors que le forçage radiatif des GES à durée de vie courte (CH<sub>4</sub> dans le cas des tourbières) atteint rapidement un plateau correspondant à l'équilibre entre émission et dégradation (Günther et al., 2020). Les unités habituellement utilisées (l'unité « équivalent CO<sub>2</sub> » qui a été mise au point dans ce but) et donc les valeurs de pouvoir de réchauffement global (PRG) ne décrivent pas fidèlement ce forçage radiatif dynamique lié à l'accumulation dans l'atmosphère (Allen et al., 2018).

Il est désormais clairement établi que la restauration des tourbières à l'échelle globale constitue un levier important d'atténuation du changement climatique et que l'effet climatique de la restauration sera d'autant plus important qu'il sera mis en œuvre rapidement (Figure 5 - Günther et al., 2020).

<sup>4</sup> GIEC, 2023. Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1st ed. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>

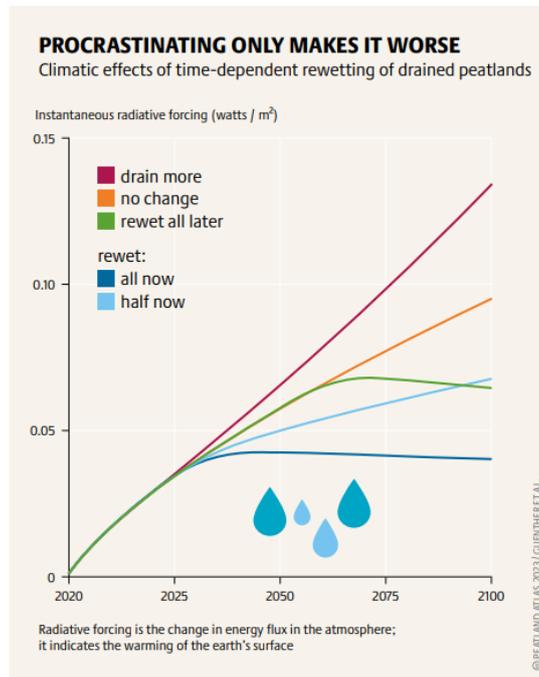


Figure 5 - L'effet climatique global de la restauration des tourbières dépend de la rapidité avec laquelle les mesures seront mises en œuvre (Global Peatland Initiative et al., 2023)

En France les connaissances sur les émissions des tourbières du territoire sont encore moins avancées que celles sur les stocks. L'unique évaluation de l'ensemble des pays du monde réalisée par Wetlands International estime que les émissions des tourbières de France s'élevaient à environ 2,73 Mt eq.CO<sub>2</sub> en 2008 pour une surface tourbeuse totale de 1400 km<sup>2</sup> dont 1120 km<sup>2</sup> de tourbières dégradées émettrices de GES. (Joosten, 2009).

En l'état actuel des connaissances sur les surfaces, les stocks de carbone et l'état de dégradation des tourbières de France, ce chiffre semble légèrement élevé. Considérant qu'il existe environ 100 000 hectares de tourbières dégradées, avec des valeurs de flux situées entre 5 et 15 t eq.CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>, les tourbières françaises émettent probablement entre 0,5 et 1,5 Mt eq.CO<sub>2</sub> chaque année (Pinault, 2025). Ce chiffre pourrait cependant être revu à la hausse car comme l'indique Giersbergen et al., (2024) malgré des efforts récents, la cartographie demeure incomplète et les tourbières à usages agricoles très sous-estimées. S'agissant des tourbières les plus émettrices, le bilan émissif pourrait augmenter significativement en fonction des surfaces réelles. Réciproquement elles représentent un levier de réductions d'émissions important. Un effort de connaissance sur la localisation et la surface de ces tourbières est donc nécessaire afin d'agir efficacement sur le climat.

Bien que la France soit considérée comme un pays pauvre en tourbières, elle possède donc un potentiel non négligeable de réduction d'émissions lié à la restauration de ces écosystèmes dans le secteur de l'Utilisation des Terres, Changement d'Affectation des Terres et Foresterie (UTCATF) de l'inventaire national des GES.

Au-delà des bénéfices climatiques, la restauration hydrologique des tourbières génère de nombreux co-bénéfices, liés à l'eau et à la biodiversité en particulier (cf. paragraphe 5).

## 2.4 Compartiments en GES pris en compte dans la méthode

La présente méthode inclut le CO<sub>2</sub> et le CH<sub>4</sub> dans la comptabilité des réductions d'émissions. La biomasse souterraine vivante et morte (la tourbe) constitue le principal compartiment, bien que les surfaces d'eau libre soient également prises en compte.

Tableau 2 - Synthèse des compartiments et gaz à effet de serre pris en compte dans la méthode

Compartiment	Processus	GES concernés	Pris en compte dans la méthode
Biomasse aérienne (végétation)	Photosynthèse et respiration	CO <sub>2</sub>	Non
Eau libre	Diffusion & ébullition	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>	Oui
Biomasse souterraine vivante et morte	Dégradation aérobie des matières organiques	CO <sub>2</sub>	Oui
	Dégradation anaérobie des matières organiques	CH <sub>4</sub> & CO <sub>2</sub>	Oui
	Production de carbone organique dissout (COD)	CO <sub>2</sub>	Oui

Les émissions d'oxydes d'azote ne sont pas comptabilisées dans cette méthode. Bien que certains indicateurs semblent prometteurs pour les estimer, les mesures directes demeurent peu nombreuses (Minasny et al., 2023; Zhao et al., 2023) et les différents facteurs régissant ces flux sont difficiles à distinguer (Evans et al., 2023).

La relation entre le niveau de nappe et les flux de N<sub>2</sub>O montre toutefois une tendance générale selon laquelle les émissions de N<sub>2</sub>O sont négligeables pour des niveaux de nappe entre 0 et 20 cm de profondeur. Ces émissions augmentent lorsque le niveau descend sous les 20-30 cm mais présentent alors une grande variabilité rendant délicate leur estimation sur la base du niveau de nappe (Figure 6). Cette tendance s'observe également lors d'opérations de restauration où les flux de N<sub>2</sub>O peuvent être significativement réduits grâce à la réhausse de nappe, en particulier pour les systèmes minérotrophes (Liu et al., 2020; Renou-Wilson et al., 2022). La non prise en compte des émissions de N<sub>2</sub>O est donc conservatrice dans le cadre d'une restauration complète, c'est à dire visant une réhausse de nappe proche de la surface du sol.

N<sub>2</sub>O

- Erratic in time and space
- Low at high water tables
- Highest flux between -30 and -50 cm
- No easy proxies available

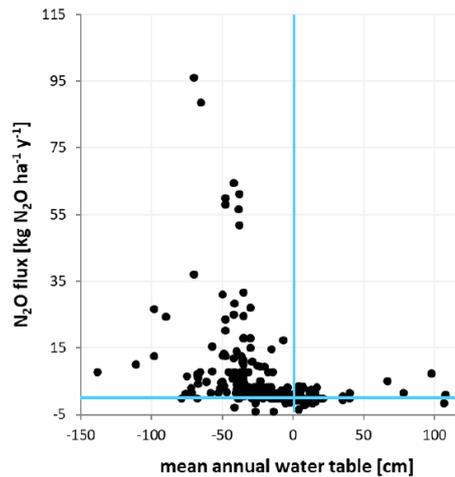


Figure 6 - Relation entre niveau moyen annuel de nappe et flux de N<sub>2</sub>O (Couwenberg, 2022)

## 2.5 Le porteur de projet

Le porteur de projet est l'entité légale qui est à l'origine de la définition et de la conception du projet s'appuyant sur la présente méthode.

S'il le souhaite, le porteur de projet peut faire appel à un mandataire pour le représenter, qui sera alors l'unique interlocuteur de l'Autorité (entité en charge de la validation des projets et de la vérification des réductions d'émissions). Le mandataire réalisera et transmettra le document de projet et alimentera les données nécessaires à la réalisation des calculs, puis aux suivis des réductions d'émissions. Toute personne, qu'elle soit de droit privé ou de droit public, peut être porteur de projet. Elle peut être un propriétaire en nom propre, une indivision, une fondation, une association, un organisme, un établissement public, un établissement public de coopération intercommunale (EPCI), une coopérative, une collectivité, l'État ou une agence d'État (Conservatoire du Littoral, ONF), etc. Elle devra prouver détenir un accord contractuel supérieur ou égal à 30 ans, la durée du projet, avec le ou les propriétaires des terres concernées par le projet, mentionnant explicitement la réalisation des actions de restauration incluses dans le document de projet.

Un porteur de projet peut présenter un dossier comportant plusieurs sites de restauration. Chaque site restauré fait l'objet d'un suivi et des contrôles prévus par la méthode. La vérification par échantillonnage n'est pas possible.

Les réductions d'émissions du projet correspondent à la somme des réductions d'émissions de chaque site restauré. La vérification complète des réductions d'émissions se fait donc après le dernier audit du dernier site restauré.

Les audits peuvent être réalisés conjointement sur plusieurs sites, si la chronologie le permet.

Le porteur de projet, ou son représentant le mandataire, est responsable du contenu présenté dans le document de projet qui est soumis à l'Autorité pour lancer la demande de labélisation.

## 2.6 Vérification des réductions d'émissions

Cette méthode propose deux possibilités de vérification des réductions d'émissions :

La vérification *ex-ante* des réductions d'émissions est possible pour les projets de restauration atteignant des résultats chiffrés sur la profondeur de nappe et apportant des garanties foncières pour la pérennité des actions mises en œuvre (cf. paragraphe 2.6.1.).

Les projets ne répondant pas à ces critères feront l'objet d'une reconnaissance *ex-post* des réductions d'émissions (cf. paragraphe 2.6.2).

### 2.6.1 Projets avec vérification *ex-ante* des réductions d'émissions

Afin de garantir la permanence des projets de restauration, la reconnaissance *ex-ante* des réductions d'émissions n'est possible que pour les projets remplissant les critères ci-dessous. Le projet doit remplir l'ensemble de ces critères lors de l'audit à 5 ans.

- Après restauration, les niveaux piézométriques sont suivis pendant 5 années après travaux (jusqu'à l'audit). La profondeur moyenne annuelle de nappe doit être comprise entre 0 et 20 cm de profondeur. À ces profondeurs, l'écosystème est un puits de carbone ou présente un bilan GES neutre (Evans et al., 2021) ;
- Les unités fonctionnelles restaurées présentent des végétations typiques du type de tourbière considérée. La présence de végétations turfigènes permet de valider la qualité des actions réalisées si leur recouvrement dépasse les 50 % de la surface restaurée. L'annexe 1 propose une hiérarchisation des communautés végétales en fonction de leur potentiel turfigène et leurs liens fonctionnels avec les habitats tourbeux ;
- Le projet bénéficie d'un plan de gestion garantissant que des mesures adaptées à la conservation de la biodiversité et des services écosystémiques seront mises en place après restauration. Le plan de gestion du site est rédigé et mis en œuvre par une structure agréée au titre de la protection de l'environnement (Art. L141-1 et L141-3 du Code de l'Environnement) ;
- Le porteur de projet possède la maîtrise foncière forte des parcelles concernées par les travaux garantissant la destination des parcelles restaurées et la pérennité des actions réalisées sur la durée de validité du projet. Dans le cadre de cette méthode, les outils juridiques et réglementaires de « maîtrise foncière forte » sont précisés dans le Tableau 3 ;
- En ce qui concerne les autres parcelles<sup>5</sup>, le porteur de projet doit idéalement posséder la maîtrise foncière forte de l'ensemble des parcelles concernées par le projet. Toutefois, la vérification *ex-ante* reste possible si des outils de maîtrise d'usage sont utilisés, moyennant l'application d'un rabais dont la valeur est calculée en fonction de la surface des parcelles et du type de tourbières (cf. annexe 2) ;

Tableau 3 - Outils de maîtrise foncière forte pour la vérification *ex-ante* des réductions d'émissions

Type de maîtrise foncière	Référence juridique
Acquisition réalisée par le porteur de projet	Art.544 C. civ

<sup>5</sup> Il s'agit des parcelles impactées par la réhausse de nappe mais qui n'ont pas fait l'objet de travaux

Usufruit sur la durée de validité du projet	Art. 578 et s. C. civ
Obligation réelle environnementale (ORE)	Art. L132-3 C. env.
Bail emphytéotique (« classique » & administratif)	Art.L.451-1 CRPM

Dans ces conditions, la vérification des réductions d'émissions *ex-ante* est possible après une durée minimale de 5 ans, et moyennant l'application du rabais prévu pour le risque de non-permanence, soit un rabais de 10 % lié aux événements climatiques extrêmes et au risque incendie (cf. paragraphe 8). Un rabais supplémentaire peut être appliqué en fonction des caractéristiques de la maîtrise foncière du projet (cf. annexe 2).

### 2.6.2 Projets avec vérification *ex-post* des réductions d'émissions

Pour les projets ne pouvant répondre à l'ensemble des critères de vérification *ex-ante* lors de l'audit à 5 ans, la vérification des réductions d'émissions sera réalisée de façon échelonnée après des audits successifs. Ceux-ci auront lieu 5, 10, 20 et 30 ans après la réalisation des travaux (cf. paragraphe 10.3).

## 2.7 Durée de validité des projets

La minéralisation d'un histosol asséché est un processus lent et continu qui engendre des émissions de CO<sub>2</sub> à long terme si aucune action n'est mise en œuvre. Par ailleurs, les travaux de restauration hydrologique permettent des effets immédiats et pérennes sur la réduction de ces émissions de CO<sub>2</sub>. La comptabilité carbone des projets de restauration des tourbières doit donc intégrer cette réalité écosystémique sans toutefois surestimer les réductions d'émissions générées par les projets.

L'analyse des systèmes de certification existant en Europe montre que la durée de ce type de contrats varie généralement de 30 à 100 ans (Tableau 4). Certains standards permettent également une approche basée sur la minéralisation d'une partie ou de l'intégralité du stock de carbone de l'histosol, et ne fixent pas de durée de contractualisation.

Tableau 4 - Exemples de durées de validité des projets dans les systèmes de certifications d'autres pays

Nom du standard ou de la méthode	Durées des contrats
Peatland Code (UK)	50 à 75 ans
Moor Futures (DE)	30 à 50 ans
Paying for peat (NL)	50 ans
Max Moor (CH)	Sans durée (approche forfaitaire)
VCS Methodology for Rewetting Drained Temperate Peatlands (international)	100 ans ou durée adaptée à la minéralisation de la totalité du stock
CANAPE Carbon Accounting Methodology (INTERREG North Sea Region)	30 ans

La durée de validité des projets de restauration de tourbières et le calcul de leurs réductions d'émissions est fixée à 30 ans. Au regard des standards existant en Europe, cette durée est considérée comme courte. Les critères d'éligibilité, les rabais appliqués pour le risque de non-permanence et la vérification *ex-post* des réductions d'émissions garantissent une comptabilité fiable et conservatrice des réductions d'émissions.

## 2.8 Mise à jour de la méthode

Les connaissances scientifiques sur les tourbières de France étant en constante évolution, des mises à jour permettant d'intégrer de nouvelles données ou de nouveaux outils devront être envisagées.

La caractérisation de l'état de dégradation pour établir le scénario de référence des projets pourrait notamment faire l'objet d'amélioration visant à réduire la durée du diagnostic si de nouveaux protocoles de caractérisation étaient développés.

Des outils de modélisation permettant une évaluation plus précise de la surface restaurée pourrait aussi être intégrés à cette méthode.

## 3 Critères d'éligibilité

### 3.1 Conditions légales d'éligibilité des projets

Le porteur de projet doit fournir les pièces administratives et légales permettant de démontrer son habilitation à intervenir sur le périmètre du projet et à mettre en œuvre les activités prévues dans le cadre du projet, dont les autorisations des différentes autorités concernées, notamment du gestionnaire du/des site(s).

Sur le territoire national, les travaux de restauration sont soumis à différentes lois et règlements. Le porteur de projet veillera à être notamment en conformité avec la loi sur l'Eau. Il veillera à la compatibilité du projet avec le règlement du SAGE<sup>6</sup> (lorsqu'il existe) et se conformera à tout autre obligation législative ou réglementaire auprès des autorités compétentes.

Dans son dossier de demande de labellisation, le porteur de projet liste les obligations réglementaires avec lesquelles il doit être en conformité. Il s'engage à réaliser les déclarations nécessaires à la mise en œuvre du projet, et à obtenir les autorisations nécessaires avant la réalisation des travaux. Il est informé qu'en cas de non-respect de ses engagements, les réductions d'émissions ne pourront être reconnues.

L'ensemble des déclarations effectuées, et des autorisations obtenues, sont vérifiées lors du premier audit à 5 ans sur la base des informations fournies lors du dépôt de projet.

En cas de non-respect des obligations législatives et réglementaires les réductions d'émissions du projet ne pourront pas être vérifiées.

---

Principales dispositions législatives et réglementaires auxquelles les travaux de restauration peuvent être soumis :

---

<sup>6</sup> Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux

- Loi sur l'Eau (notamment les rubriques 3.1.1.0. / 3.1.2.0. / 3.1.5.0. / 3.2.3.0. / 3.3.1.0. / liste non exhaustive) (L. 214-1 du code de l'environnement) ;
- Législation sur les espèces protégées (L. 411-1 du code de l'environnement) ;
- Régime d'autorisation de défrichements (L. 341-3 du code forestier) ;
- Evaluation des incidences Natura 2000 (L. 414-4 du code de l'environnement) ;
- Procédure de déclassement de cours d'eau ;

### 3.2 Critères de maîtrise d'usage et de maîtrise foncière

En termes de maîtrise foncière et d'usage, le porteur de projet dispose des autorisations nécessaires sur les terrains permettant l'accès au chantier et sur les parcelles impactées par les mesures de restauration. Un engagement contractuel avec les propriétaires, sur une durée minimale correspondant à la durée de validité des projets (30 ans) est requis pour l'éligibilité des projets. Pour la vérification *ex-ante* des réductions d'émissions, le porteur de projet devra répondre aux critères de maîtrise foncière ou d'usage précisées au paragraphe 2.6.1.

Dans son dossier de demande de labellisation, le porteur de projet fournit une carte des parcelles impactées par les travaux de restauration hydrauliques. Il dresse la liste des parcelles ainsi que la liste de leurs propriétaires ou ayants-droits, et fournit l'ensemble des titres de propriétés, conventions, baux ou actes notariés [Document 5].

Le plan du projet doit aussi identifier les chemins d'accès au chantier. La liste des parcelles concernées et de leurs propriétaires ou ayants-droits doit être inscrite dans le dossier de demande de labellisation. Le porteur de projet fournit les conventions temporaires d'usages signées avec l'ensemble des propriétaires.

### 3.3 Milieus éligibles

Sont éligibles à la labellisation les tourbières, telles que définies au paragraphe 2.1, dont l'état de dégradation nécessite des interventions de génie écologique visant à améliorer et/ou à restaurer le fonctionnement hydrologique de la tourbière, et dont le potentiel de restauration est avéré par une étude fonctionnelle.

Les tourbières minérotrophes<sup>7</sup> et ombrotrophes<sup>8</sup> sont éligibles à la présente méthode.

#### 3.3.1 Cas particulier des « Marais régulés »

Une distinction doit être faite entre les tourbières possédant un fonctionnement hydrologique « naturel », de celles bénéficiant d'une gestion artificielle des niveaux d'eau. On entend ici par fonctionnement naturel un site dont les apports en eau proviennent majoritairement des écoulements de surface, de subsurface, d'apports géologiques ou des précipitations, et dont l'apport quantitatif et/ou « les sorties » ne sont pas régulés artificiellement par une intervention humaine.

---

<sup>7</sup> Tourbières dont l'alimentation hydrique dépend majoritairement des eaux de ruissellement de surface, sub-surface et souterraines.

<sup>8</sup> Tourbières dont l'alimentation hydrique dépend principalement des précipitations (pluie, neige, brouillard).

On entend par « tourbières à gestion hydraulique artificielle » les écosystèmes dans lesquels les niveaux d'eau sont majoritairement gérés par intervention humaine sur des ouvrages hydrauliques et dont les cotes sont fixées dans le cadre de règlements locaux (exemples : Marais de Brière, Marais Poitevin), ou parfois de manière empirique et traditionnelle (Marais du Cotentin et du Bessin) selon les usages en place (pâturage, fauche, pêche, chasse, tourisme, ...).

Les tourbières avec une régulation artificielle ne sont pas éligibles à la présente méthode.

La liste des marais littoraux possédant cette caractéristique est fournie en annexe 3. Pour les projets situés dans l'emprise de ces marais littoraux, le porteur de projet démontrera que le fonctionnement hydrologique du site ne dépend pas d'un ouvrage de régulation pour être éligible. Il s'agit d'une attestation délivrée par un bureau d'étude indépendant qui doit être fournie dans le dossier de demande de labellisation [document 12].

### 3.3.2 Cas particulier des exploitations industrielles de tourbe

Les carrières de tourbe sont des installations classées pour la protection de l'environnement relevant notamment de la rubrique 2510 de la nomenclature ICPE<sup>9</sup>. Conformément à l'arrêté ministériel du 22 septembre 1994<sup>11</sup>, les exploitants possèdent des obligations de remise en état des sites exploités selon un usage futur défini au moment de l'autorisation.

Dans le cadre de la présente méthode, il est demandé aux porteurs de projets d'attendre une durée minimale de 5 ans avant d'évaluer les effets de la restauration dans le cadre de la reconnaissance *ex-ante* des réductions d'émissions et en respectant un certain nombre de critères contraignants (que ne remplissent pas les anciennes exploitations de tourbe). C'est pourquoi il est aussi demandé au porteur de projet de respecter un délai de 5 ans après la remise en état réglementaire avant de pouvoir labéliser un nouveau projet de restauration. En dessous de cette durée, le porteur de projet ne peut pas démontrer l'additionnalité climatique et environnementale de son action. Les scénarii de références doivent être établis après que les effets des mesures de réhabilitation réglementaire aient été mesurées, et que le milieu ait retrouvé un certain équilibre écologique permettant d'établir en état de référence.

Ainsi, les projets de restauration d'anciennes carrières de tourbe sont éligibles à la labellisation 5 ans après la remise en état réglementaire.

Le dossier de demande de labellisation doit contenir une carte de la commune où le projet est prévu. Elle est obtenue sur le site gouvernemental des Installations classées<sup>12</sup> et montre que le projet n'est pas implanté sur une carrière de tourbe [document 7].

Si le projet est situé sur une ancienne carrière remise en état, le porteur de projet fournira l'ensemble des documents relatifs à la date de remise en état réglementaire. Ces documents sont vérifiés par l'instructeur DREAL qui peut prendre attache avec les services en charge de la prévention des risques technologiques pour toute précision.

---

<sup>9</sup> Installation classée pour la protection de l'environnement

<sup>10</sup> <https://aida.ineris.fr/reglementation/2510-exploitation-carriere-autre-extraction-materiaux>

<sup>11</sup> <https://aida.ineris.fr/reglementation/arrete-220994-relatif-exploitations-carrieres>

<sup>12</sup> <https://www.georisques.gouv.fr/risques/installations/donnees?page=1&region=27&departement=25&commune=25256>

### 3.3.3 Restauration de tourbières ayant fait l'objet de plantations sylvicoles

Les tourbières ont parfois été utilisées à des fins de production sylvicole. Qu'il s'agisse des peupleraies en plaine ou des plantations de résineux en moyenne montagne, les travaux de plantations s'accompagnent généralement d'opérations de drainage, et parfois de travail du sol et de fertilisation, conduisant à une forte dégradation des fonctions des tourbières et de leur biodiversité (UICN, 2024).

La restauration de tourbières ayant fait l'objet de plantations est éligible à la présente méthode uniquement si elle inclut des actions sur l'hydrologie. La coupe de plantations seule n'est pas éligible.

### 3.3.4 Restauration de tourbières « cultivées »

L'utilisation de tourbières pour toutes formes de cultures arables constitue un des plus hauts niveaux de dégradation, notamment du point de vue des GES avec des valeurs de flux estimés entre 25 t et 30 t eq.CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour la zone tempérée (Joosten, 2009; Hiraishi et al., 2014; D. Wilson et al., 2016; Tanneberger et al., 2021).

La restauration de ces sites est éligible à la présente méthode sous certaines conditions. En effet, la remise en eau de ces histosols très dégradés pose un problème en matière de GES et de qualité de l'eau. Les flux de méthane peuvent être très élevés si les résidus de culture ou autres matières organiques facilement dégradables sont mises en conditions anaérobies.

Concernant la qualité de l'eau, la littérature met en garde contre les risques de relargage de phosphore lors de la remise en eau de ce type d'histosols très dégradés.

Plusieurs techniques de restauration sont recommandées afin de limiter ces effets indésirables de la restauration (Greifswald 2022 & UICN UK Peatland, 2024). Il s'agit notamment de :

- Exporter les résidus de culture / la biomasse aérienne. Cette matière organique facilement décomposable génère des émissions de méthane lorsqu'elle est en condition anaérobie ;
- Décaper la tourbe très dégradée de surface. Il est conseillé de supprimer 5 à 10 cm d'épaisseur afin de supprimer la biomasse souterraine (pour éviter la production accrue de CH<sub>4</sub>) et de limiter la disponibilité en nutriments (risque de relargage de phosphore) ;
- Eviter l'inondation des sites ou la création de zones d'eau libre (limitation CH<sub>4</sub> cf. paragraphes 9.2.5 & 9.2.6) ;
- Rehausser progressivement le niveau de nappe lorsque cela est possible ;

La restauration de tourbières cultivées est éligible sous réserve d'utiliser une des techniques mentionnées ci-dessus. Dans le cas contraire, un volume d'émissions forfaitaire est utilisé pour prendre en compte le pic de méthane générée par la restauration (cf. paragraphe 9.2.3).

### 3.3.5 Cas des tourbières ultra-marines

Les territoires ultra-marins possèdent des zones tourbeuses qui demeurent mal connues. Du fait de typologies de tourbières et de contextes climatiques très différents, les outils utilisés dans cette méthode ne sont pas applicables à ces contextes ultra-marins. Les tourbières de ces territoires ne sont donc pas éligibles à la présente méthode.

Cette méthode LBC s'adresse donc à l'ensemble des tourbières de France hexagonale qui ne possèdent pas une gestion artificielle des niveaux d'eau et qui remplissent les critères d'éligibilités définis au paragraphe 3.

### 3.4 Activités éligibles et non éligibles : itinéraires techniques des travaux de restauration

La restauration hydrologique d'une tourbière dégradée peut faire appel à des techniques variées qui dépendent notamment du type de dégradation et de la configuration du site.

Il n'est pas pertinent de fixer ici une liste fermée d'activités éligibles compte tenu de l'évolution constante des techniques de restauration d'une part, et afin de ne pas limiter les possibilités d'interventions d'autre part.

Une règle simple pour l'éligibilité des activités est de considérer leur impact sur le niveau de nappe. Sans action pérenne sur ce dernier, l'activité n'aura pas ou peu d'effet sur les émissions de CO<sub>2</sub> et ne peut donc être éligible à la labellisation. La mise en place d'une gestion courante seule n'est pas une activité éligible (pâturage, fauche ou broyage par exemple). Bien qu'elles puissent parfois être nécessaires pour la conservation d'espèces ou d'habitats patrimoniaux, sans action sur l'hydrologie, ces pratiques ne permettent pas de limiter (ou peu) les émissions de GES.

Dans les paragraphes suivants, les principaux itinéraires techniques des travaux de restauration et leur éligibilité sont passés en revue. Certaines activités éligibles peuvent représenter des sources plus ou moins importantes d'émissions de GES. Elles seront évaluées *a priori* dans les études nécessaires à la labellisation et dans le respect de la règle de complétude du Label bas-carbone (cf. paragraphe 7.1).

#### 3.4.1 Décapage, étrépage et travail du sol

Le retrait de couches de tourbes superficielles, appelé décapage ou étrépage, est une technique qui peut être utilisée en tourbière avec différents objectifs :

- Le décapage de tourbe dégradée est recommandé dans certains travaux de restauration pour des considérations techniques d'étanchéité des ouvrages (curage des drains avant comblement par exemple) ;
- Il est également recommandé dans la restauration des tourbières cultivées pour limiter les flux de méthane et gérer le risque de relargage de phosphore (cf. paragraphe 3.3.4) ;
- Les travaux de décapage ou d'étrépage peuvent être utilisés pour mettre à jour une banque de graines et/ou supprimer des végétations envahissantes ;
- Le prélèvement de tourbe en bon état est parfois nécessaire pour combler des fossés, créer des digues ou des bouchons, etc.

Le décapage ou l'étrépage réalisés seuls sans intervention sur le fonctionnement hydrologique ne sont pas éligibles à la présente méthode.

S'ils sont mis en œuvre dans le cadre d'un projet de restauration plus global agissant sur l'hydrologie, ces travaux peuvent être à l'origine d'émissions de GES si la tourbe prélevée est laissée à l'air libre, conduisant à terme à la minéralisation de la matière organique en CO<sub>2</sub>. Le porteur de projet estimera le

volume de tourbe laissé en condition oxydante lors de l'étape de dimensionnement des travaux (cf. paragraphe 7.1).

### 3.4.2 Création de plan d'eau ou la submersion de site tourbeux

L'inondation permanente d'une tourbière n'est pas considérée comme un objectif de restauration pertinent, ni d'un point de vue écologique, ni d'un point de vue climatique. L'inondation des sites, en particulier ceux précédemment utilisés pour l'agriculture, conduit généralement à la formation de lacs eutrophes caractérisés par des émissions élevées de CH<sub>4</sub>, un faible développement des types de végétations recherchées dans la restauration de tourbières et une forte remobilisation des nutriments sur des durées de plusieurs décennies (Evans et al., 2023, 2021; Loisel and Gallego-Sala, 2022; Zak and McInnes, 2022).

Les travaux qui auraient pour conséquence la submersion permanente d'histosols ou la création de plans d'eau, ne sont pas éligibles à la présente méthode.

Remarque : Lorsqu'un certain degré d'inondation ne peut être évité, par exemple en raison de la topographie de la zone restaurée, la méthode prévoit que les flux de GES de ces surfaces inondées soient estimés et évalués dans le cadre de la complétude du projet (paragraphe 9.3).

### 3.4.3 Création de mares ou de petites pièces d'eau libre

La création dans l'histosol de petites zones d'eau libre ou de mares peut être réalisée avec différents objectifs :

- Il est parfois nécessaire de prélever sur place de la tourbe en bon état pour combler les drains ;
- Pour créer des habitats écologiques favorables aux espèces inféodées à ces biotopes (odonates en particulier), qui possèdent généralement un fort enjeu de conservation. La création de ces habitats peut s'inscrire dans la restauration de corridors écologiques favorables au maintien des populations.

La création de mares ou autres pièces d'eau libre n'est pas une activité éligible en tant que telle. Si le projet de restauration prévoit la création de mares, les émissions de GES liées à ces travaux doivent être évaluées lors de la définition du projet de restauration (cf. paragraphe 7.1).

## 3.5 Etude préalable : le diagnostic fonctionnel

Un diagnostic fonctionnel du site doit être réalisé avant les travaux de restauration afin de comprendre le fonctionnement de la tourbière, la nature et l'impact des facteurs de dégradation et le potentiel de restauration de la tourbière.

Il s'agit d'une étape importante du projet de labellisation puisque le diagnostic permet d'acquérir les données nécessaires pour établir le scénario de référence.

Les paragraphes suivants détaillent les paramètres et données qui doivent être acquis dans le diagnostic.

### 3.5.1 Volet hydrologie

L'étude du fonctionnement hydrologique du site est réalisée grâce à un réseau de piézomètres installés conformément au protocole annexé à la méthode (annexe 4).

Le suivi doit couvrir 3 étiages estivaux avant travaux et permettre de :

- Mesurer en continu la profondeur de la nappe. Le suivi permet de calculer la profondeur moyenne de la nappe pendant les trois mois d'étiage estival. Cette variable est utilisée dans le scénario de référence (cf. paragraphe 6.3).
- Définir des unités fonctionnelles (UF) homogènes du point de vue du fonctionnement hydrologique, en particulier du niveau estival de nappe. Le diagnostic fonctionnel fournira une carte du site avec les surfaces des différentes unités et leurs caractéristiques (niveau estival de nappe, description de l'histosol, etc.)
- Mettre en évidence la perturbation hydrologique. Le suivi piézométrique suivra en ce sens les recommandations générales du paragraphe 3 du protocole d'installation des piézomètres (annexe 4) et les adaptera en fonction des caractéristiques du site. Les unités fonctionnelles soumises aux perturbations hydrologiques doivent faire l'objet d'un suivi piézométrique plus précis permettant d'évaluer l'impact des travaux de restauration sur le niveau de nappe. Après le diagnostic initial, et à la lumière des informations obtenues, le dispositif piézométrique peut être modifié pour évaluer plus précisément l'impact du projet.
- Cartographier les zones d'eau libre et mesurer leurs surfaces. Elles doivent être déduites de la surface de l'UF à laquelle elles appartiennent pour le calcul des émissions du scénario de référence (cf. paragraphe 9).

### 3.5.2 Volet pédologie

Le volet pédologie du diagnostic fonctionnel vise à décrire les histosols et à estimer le stock de carbone qu'ils représentent. Ainsi, ce volet comportera :

- Une description des carottages de tourbe réalisés à l'occasion de l'installation des piézomètres. La description se fait selon les recommandations du paragraphe 4 de l'annexe 4. Une attention particulière doit être portée aux éventuels horizons minéraux intercalés dans la tourbe. Leur profondeur et épaisseur doivent être relevées car il s'agit de variables utilisées dans le scénario de référence (cf. paragraphe 6.3). La description est à faire sur la longueur du piézomètre, soit environ 1,5 m (sauf si la nappe descend plus bas, cf. annexe 3) ;
- La mesure de l'épaisseur totale de tourbe (il n'est pas nécessaire de faire une description de l'ensemble du profil). Cette variable est utilisée dans le scénario de référence pour le calcul de la vitesse de subsidence (cf. paragraphe 6.3). Elle est aussi utilisée pour vérifier la permanence des réductions d'émissions (cf. paragraphe 3.6).
- Le prélèvement d'échantillons de tourbe pour le calcul des stocks de carbone. Il est réalisé en suivant le protocole fourni en annexe 5. Les échantillons doivent être envoyés en laboratoire pour l'analyse de la concentration en carbone. Si la méthode de la perte au feu est utilisée par le laboratoire, un facteur de 1,885 (Klingenuß et al., 2014) est utilisé pour la conversion MO/C. Un tableur est fourni au porteur de projet pour le calcul des stocks de carbone. Cette évaluation

du stock de carbone est utilisée dans la méthode pour le calcul des émissions de GES du scénario de référence (cf. paragraphe 9).

### 3.5.3 Volet diachronie

Ce volet du diagnostic fonctionnel s'intéresse à l'histoire passée du site et de son environnement. La seule information demandée pour ce volet du diagnostic est la date à laquelle les dernières perturbations ont eu lieu. La durée écoulée depuis cette date est utilisée pour calculer le pourcentage de minéralisation (cf. paragraphe 6.6).

L'annexe 6 résume l'ensemble des éléments que doit comporter le diagnostic fonctionnel et fournit une fiche de synthèse qui résume les caractéristiques de chaque unité fonctionnelle. La fiche de synthèse doit être renseignée par l'organisme en charge de la réalisation du diagnostic. Il s'agit d'une des pièces à fournir dans le dossier de demande de labellisation [Document 1].

### 3.6 Permanence des projets

Afin de garantir la présence d'un stock de tourbe suffisant, le porteur de projet s'assure que l'épaisseur totale de tourbe est supérieure à la subsidence totale attendue sur la durée de validité du projet. Cette vérification est réalisée pour chaque unité fonctionnelle.

Ainsi la permanence des réductions d'émissions est démontrée si :

$$PT \geq V_{\text{sub}} \times 30$$

Où

PT	Epaisseur total de tourbe de l'unité fonctionnelle	cm
V <sub>sub</sub>	Vitesse de subsidence de l'unité fonctionnelle dans le scénario de référence	cm.an <sup>-1</sup>
30	Durée de validité du projet	années

Le critère de permanence est calculé pour chaque UF dans la fiche de synthèse du diagnostic fonctionnel et présenté lors de la demande de labellisation du projet [Document 1].

### 3.7 Éléments obligatoires du dossier de demande de labellisation

Le porteur de projet fournira lors du dépôt du dossier sur le site internet dédié l'ensemble des documents et pièces suivants :

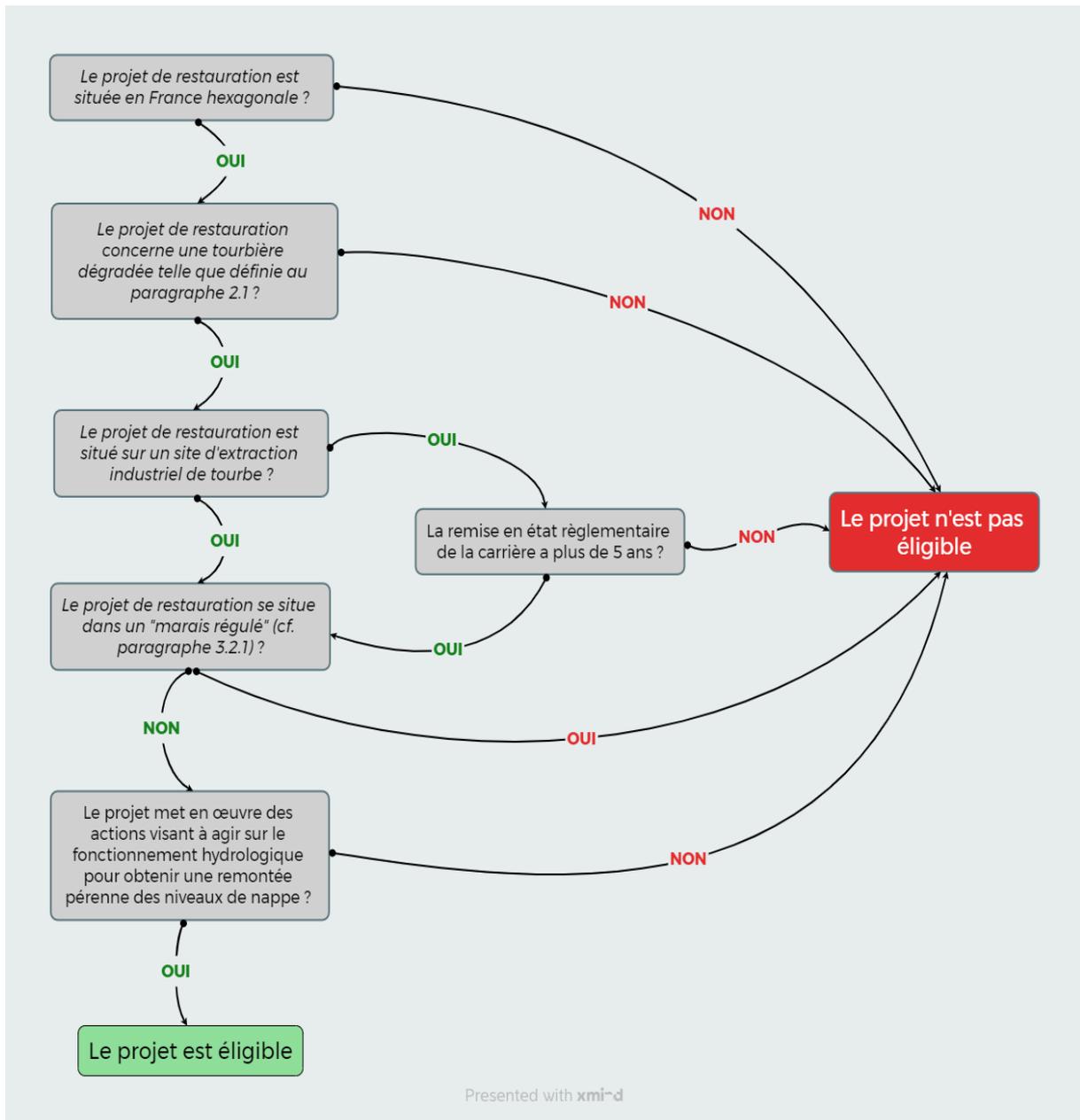
- Document 0 [obligatoire] : Document d'engagements signé par le porteur de projet, et le cas échéant, si le projet est porté par un mandataire, document attestant du mandat détenu par ce dernier ;
- Document 1 [obligatoire] : Diagnostic fonctionnel de la tourbière comprenant les informations demandées en annexe 6 / cartographie des différentes unités fonctionnelles (couche SIG) / Fiche de synthèse pour chaque unité fonctionnelle selon le modèle fourni en annexe 6 ;

- Document 2 [obligatoire] : Etude de dimensionnement des travaux de restauration hydrologiques comprenant les informations demandées en annexe 7 / fiche de synthèse des paramètres nécessaires à l'évaluation de la complétude des différentes sources de GES ;
- Document 3 [obligatoire] : Liste des obligations règlementaires devant être obtenues pour la réalisation des travaux de restauration et devant être présentées lors du premier audit ;
- Document 4 [obligatoire] : Plan de travaux comprenant la liste des parcelles concernées par les impacts du projet, ainsi que la liste des propriétaires de ces parcelles. Ce document précise également les parcelles concernées par les chemins d'accès au chantier ainsi que les propriétaires de ces parcelles ;
- Document 5 [obligatoire] : Accord(s) contractuel(s) de maîtrise foncière ou d'usage avec le ou les propriétaires des parcelles concernées par le projet (titres de propriétés, actes notariés, bail emphytéotique, Obligation réelle environnementale, convention de gestion). Ce document comporte également les autorisations temporaires pour les accès au chantier ;
- Document 6 [obligatoire] : Démonstration de l'additionnalité financière du projet ;
- Document 7 [obligatoire] : Le porteur de projet fournit une carte de la commune extraite du site Géorisques<sup>13</sup> attestant que le projet n'est pas implanté sur une ancienne carrière de tourbe. Si le projet est implanté sur un ancien site d'extraction, la remise en état règlementaire doit avoir eu lieu il y a plus de 5 ans ;
- Document 8 [obligatoire] : Une évaluation de la complétude des différentes sources d'émissions du projet (calculateur fourni avec la méthode) ;
- Document 9 [obligatoire] : Calculateur de réductions d'émissions permettant l'estimation des réductions d'émissions potentielles du projet ;
- Document 10 [obligatoire] : La démonstration de la permanence des réductions d'émissions sur la durée de validité du projet ;
- Document 11 [obligatoire] : La grille d'évaluation des co-bénéfices du projet ;
- Document 12 [obligatoire] : Document d'engagement du porteur de projet et mandat ;
- Document 13 [Facultatif] : [Si le projet est situé dans un marais littoral] Etude démontrant la déconnexion du site avec les systèmes de régulation des niveaux d'eau ;

---

<sup>13</sup> <https://www.georisques.gouv.fr/>

Logigramme « Mon projet est-il éligible à la labellisation ? »



## 4 Démonstration de l'additionnalité

### 4.1 Additionnalité par rapport à la législation

La restauration hydrologique des tourbières dégradées n'est pas une obligation réglementaire qui s'impose aux propriétaires privés ou publics.

Les aires naturelles protégées possèdent l'obligation de conserver les milieux naturels qui présentent une importance particulière pour la biodiversité et de les soustraire à toute intervention artificielle susceptible de les dégrader, mais l'obligation de restauration n'existe pas au sein de ces zones de protection.

L'article 11.4 du règlement européen sur la restauration de la nature prévoit que « *les Etats membres mettent en place des mesures qui visent à restaurer les sols organiques utilisés en agriculture qui sont des anciennes tourbières* ».

Le règlement fixe un objectif de restauration de 30 % de ces surfaces à l'horizon 2030, mais précise toutefois que :

*“L'obligation pour les États membres d'atteindre les objectifs de remise en eau fixés au premier alinéa, points a), b) et c), n'entraîne pas l'obligation pour les agriculteurs et les propriétaires privés de remettre en eau leurs terres, la remise en eau sur les terres agricoles restant volontaire pour ces derniers, sans préjudice des obligations découlant du droit national.*

*Les États membres encouragent, le cas échéant, la remise en eau de manière à en faire une option attrayante pour les agriculteurs et les propriétaires privés, et favorisent l'accès des agriculteurs et des autres parties prenantes à la formation et au conseil sur les avantages de la remise en eau des tourbières et sur les options de gestion ultérieure des terres et les possibilités connexes.”*

Ainsi, l'absence d'obligation réglementaire pour les propriétaires privés ne remet pas en cause l'additionnalité des projets de restauration de tourbières dégradées à usage agricole. Au contraire, l'existence d'un Label bas-carbone constitue un levier financier pour l'atteinte de ces objectifs.

Outre le cas particulier des carrières de tourbe qui possèdent une obligation réglementaire de remise en état (cf. paragraphe 3.3.2), l'additionnalité réglementaire est de ce fait considérée comme acquise pour tous les projets de restauration éligibles à la présente méthode.

### 4.2 Additionnalité financière

Les travaux de génie écologique pour la restauration des tourbières ont un coût globalement élevé, mais également très variable.

Les coûts généralement observés pour les travaux de neutralisation de drainage (bouchage de drain, pose de palissades, seuils, etc.) varient entre 20 000 € et 40 000 € à l'hectare. Les travaux de reméandrement de cours d'eau peuvent atteindre 150 000 € à l'hectare (Mathias, 2022). Ces valeurs restent indicatives car la surface réellement remise en eau est rarement mesurée avec précision.

Par ailleurs, certains paramètres augmentent le coût des travaux sans pour autant générer davantage de réductions d'émissions (éloignement des sites par exemple). De la même façon, selon la configuration des sites restaurés (topographie), des travaux similaires peuvent engendrer une réhausse

de la nappe sur des surfaces très différentes, générant donc des volumes de réductions d'émissions décorrélés du coût des travaux.

Autre exemple : le coût des travaux de restauration de fosses de tourbage par pose de palissades en madriers augmente avec l'épaisseur de l'histosol (madriers plus longs sur histosol épais, coût des matériaux). Pour un même niveau de dégradation (projets avec des potentiels de réductions d'émissions identiques), la restauration sera plus coûteuse sur le site possédant le plus gros stock de carbone.

Aux travaux s'ajoute le coût des études préalables (diagnostic fonctionnel et étude travaux, ainsi que le coût de l'animation foncière et de la mise en place des outils de maîtrise foncière et d'usage, voire de l'acquisition). Dans le cadre de la labellisation des projets LBC couverts par la présente méthode, le suivi et les audits viendront encore augmenter le coût global de la restauration.

Ainsi, le coût des travaux de restauration est identifié à travers toute l'Europe comme un frein à la restauration des tourbières (Mathias, 2022). Force est de constater que malgré l'existence d'aides publiques ponctuelles, l'état de conservation des tourbières demeure relativement mauvais au regard des enjeux qui pèsent sur ces milieux, et continue de se dégrader (Cerisier-Auger and Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, 2023).

De plus, le règlement européen sur la restauration de la nature récemment adopté par l'UE et qui fixe un objectif de restauration de 30% de tourbières agricoles dégradées d'ici à 2050, va accroître les besoins financiers pour la réalisation de ces travaux. De nouvelles sources de financements vont être nécessaires pour atteindre les objectifs fixés par la Commission Européenne. Cette méthode Label bas-carbone y contribuera.

Toutefois, la variabilité du coût de la tonne évitée dans les projets de restauration de tourbière pose la question de la nécessité d'avoir systématiquement recours aux fonds publics ; certains projets pouvant certainement s'autofinancer avec des coûts à la tonne évitée relativement raisonnables et compétitifs par rapport à d'autres projets bas-carbone, forestiers notamment.

Pour que le projet soit éligible, il incombe au porteur de projet de démontrer que le cumul de l'ensemble des aides publiques perçues ne permet pas le lancement du projet. Celui-ci sera considéré additionnel dès lors que le cumul des aides publiques obtenues est inférieur ou égal à 50 % du coût total du projet (coût des travaux, coût d'acquisition, d'études préalables, coût lié au montage et au suivi du projet, coût de la gestion sur la durée de validité du projet, ...).

## 5 Evaluation des co-bénéfices

Au-delà de l'enjeu d'atténuation du changement climatique, la restauration hydraulique de tourbières dégradées apporte des bénéfices sur d'autres enjeux environnementaux ou socio-économiques.

Afin d'évaluer l'impact des projets de restauration sur ces co-bénéfices, la méthode fournit aux porteurs de projet une série d'indicateurs simples pour chacune des 4 catégories suivantes :

- Les bénéfices pour la biodiversité ;
- Les bénéfices pour la ressource en eau (qualité et quantité) ;
- Les co-bénéfices socio-économiques ;
- Les bénéfices climatiques additionnels.

Les paragraphes suivants expliquent comment les co-bénéfices doivent être évalués.

Les totaux devront être calculés au niveau de chacune des quatre catégories afin que les financeurs puissent apprécier l'impact du projet par type de co-bénéfices.

La liste des indicateurs mentionnés dans les tableaux n'est pas exhaustive, le porteur de projet peut ajouter un type de co-bénéfice supplémentaire par catégorie. Le cas échéant, ce dernier peut valoriser des données existantes ou des suivis déjà mis en place sur le site. Il s'agit notamment des indicateurs liés à la biodiversité dont la nature est variable en fonction des sites, des enjeux locaux, du potentiel de restauration, etc. Ces indicateurs additionnels doivent être facilement vérifiables lors des audits. Chaque co-bénéfice/indicateur ajouté ne peut apporter qu'un seul point supplémentaire.

### 5.1 Co-bénéfices liés à la biodiversité

La conservation et la restauration des tourbières sont identifiées au niveau international comme des leviers prioritaires à mettre en œuvre pour l'atteinte des objectifs de protection de la biodiversité. Toutefois il n'existe pas de méthode standardisée permettant l'évaluation des gains de biodiversité d'un projet de restauration de tourbières. D'autre part, il n'existe pas de modèle fonctionnel des différents types de tourbières et des trajectoires écologiques post-restauration. Il n'est donc pas possible de fournir une liste d'objectifs à atteindre en termes d'habitats ou d'espèces cibles.

Type de co-bénéfices	Description	Indicateur à suivre	Valeur attribuée en fonction des résultats des suivis (cf. paragraphes suivants)
Biodiversité	Amélioration de l'état de conservation des habitats patrimoniaux	Suivi de la végétation vasculaire et bryophytique par quadrat ou transect (cf. études données en exemple).  L'indicateur à suivre est l'évolution de surface des types de végétations (typologie CORINE Biotopes) en fonction de leur potentiel turfigène	/4
	Conservation d'espèces patrimoniales présentes sur le site	Indicateur adapté à l'espèce considérée	/4
	Restauration de populations d'espèces	Indicateur adapté à l'espèce considérée	/4

	patrimoniales disparues du site		
	Amélioration de la connectivité entre milieux. Trames et corridors écologiques	Intégration d'un indicateur permettant d'évaluer la connectivité avec les milieux environnants et/ou le rôle du site en tant que source ou réservoir pour une ou plusieurs espèces	/4
	Lutte contre les espèces exotiques envahissantes (EEE)	Intégration d'un suivi des EEE afin d'évaluer l'impact des mesures de lutte ou de prévention mises en place	/4
<b>Total co-bénéfices biodiversité</b>			<b>/20</b>

- Evaluation de l'état de conservation des habitats

Le porteur de projet met en place un dispositif de suivi botanique permettant d'évaluer l'impact de la restauration sur l'état de conservation des habitats tourbeux.

L'emplacement des dispositifs de suivis (transects ou quadrats) doit être défini en fonction des travaux réalisés notamment pour évaluer la surface impactée par les mesures de restauration et apprécier l'évolution des types de végétations des zones restaurées. Dans cet optique le protocole décrira clairement à quelle mesure de restauration le dispositif est associé comme dans l'exemple ci-dessous.

Tableau 5 - Exemple de dispositif de suivi pour évaluer l'effet des mesures de restauration sur la végétation

Placette	Situation par rapport aux travaux
1	Comblement d'un fossé amont à 70 m, supprimant l'interception de l'eau ; comblement d'un fossé aval à 22 m, atténuant le drainage.
2	Comblement d'un fossé amont à 70 m, supprimant l'interception de l'eau ; comblement d'un fossé aval à 45 m, atténuant le drainage.
3	Comblement d'un fossé amont à 55 m, supprimant l'interception de l'eau ; comblement d'un fossé aval à 58 m, atténuant le drainage.
4	Comblement d'un fossé amont à 58 m, supprimant l'interception de l'eau ; comblement d'un fossé aval à 56 m, atténuant le drainage.
5	Comblement d'un fossé amont à 29 m, supprimant l'interception de l'eau
6	Comblement d'un fossé amont à 7 m, supprimant l'interception de l'eau
7	Aval d'un ouvrage remettant en eau une fosse d'exploitation. Modification des écoulements en aval ?
8	Comblement d'un fossé amont à 60 m, supprimant l'interception de l'eau
9	Rive d'une fosse remise en eau en 1999
10	Amont d'une fosse remise en eau : atténuation du drainage

Le suivi comporte *a minima* un quadrat (ou transect) à proximité de chaque piézomètre. Le suivi inclut obligatoirement la végétation bryophytique.

Il est mis en place avant les travaux pour établir l'état de référence et indique les résultats qui pourraient être obtenus grâce au projet. Il s'agit généralement d'une évolution vers des types de végétations plus hygrophiles et plus turfigènes.

Un rapport de suivi est réalisé *a minima* pour chaque audit. Il évalue la surface sur laquelle une évolution positive est observée et corrige la note du co-bénéfice en fonction des résultats (cf. Tableau 6).

Tableau 6 - Grille d'évaluation du co-bénéfice "état de conservation des habitats"

Pourcentage de la surface restaurée avec évolution positive des types de végétations	Note / 4
1 % à 25 %	+ 1
25 % à 50 %	+ 2
50 % à 75 %	+ 3
75 % à 100 %	+ 4

- Conservation des populations d'espèces patrimoniales

La restauration hydrologique peut répondre à plusieurs enjeux pour les populations d'espèces patrimoniales. Elle peut viser la conservation d'espèces patrimoniales encore présentes sur le site mais dont les populations sont en déclin et/ou menacées par les pressions en présence sur le site.

Le porteur de projet met en place un suivi (s'il possède la compétence) ou mandate un bureau d'étude pour réaliser ce suivi qui doit permettre d'évaluer l'effet du projet sur les effectifs des populations d'espèces patrimoniales. En ce sens, il devra :

- Décrire l'état des populations avant travaux ;
- Mettre en place un protocole pertinent pour l'espèce considérée.

L'évaluation de ce type de co-bénéfice tient compte du niveau d'enjeu de l'espèce considérée et de l'effet réel du projet sur les effectifs de cette espèce. L'espèce doit être évaluée et considérée comme menacée par l'UICN (catégories CR = en danger critique / EN = En danger / VU = Vulnérable) au moins à l'échelle régionale.

Tableau 7 - Grille de notation du co-bénéfice "conservation d'espèces patrimoniales"

	Effectifs en baisse	Effectifs constants	Augmentation des effectifs
Menacée à l'échelle régionale	0/5	1/5	4/5
Menacée à l'échelle nationale	0/5	3/5	5/5
Menacée à l'échelle mondiale	0/5	4/5	5/5

- Restauration de populations d'espèces patrimoniales

Les travaux de restauration peuvent également viser le retour d'espèces patrimoniales dont les populations ont disparu à la suite des dégradations du milieu et à leurs conséquences défavorables sur le biotope des espèces en question.

Evaluation du co-bénéfice :

- Le projet n'a pas permis le retour des populations de l'espèce patrimoniale : 0
- Le projet a permis le retour de l'espèce patrimoniale :
  - o dont les effectifs présentent une tendance à l'augmentation sur la durée du suivi : + 5
  - o observations ponctuelles (l'utilisation du site pour l'une des étapes du cycle biologique n'est pas avérée) : + 2

## 5.2 Co-bénéfices liés à la ressource en eau

Les co-bénéfices liés à la ressource en eau relèvent à la fois de l'aspect qualitatif et de l'aspect quantitatif. Leur évaluation est complexe car dépendante de nombreux facteurs, en particulier pour les aspects quantitatifs. Deux services écosystémiques sont classiquement attribués aux tourbières : leur rôle dans le soutien des débits d'étiage des cours d'eau et leur rôle dans la protection contre les inondations.

La diversité des situations et les difficultés méthodologiques pour évaluer l'impact du projet sur le soutien des débits d'étiage ne permettent pas l'intégration de ce service dans l'évaluation des co-bénéfices.

Concernant la protection contre les inondations, il est possible d'évaluer l'impact du projet en fonction de caractéristiques simples que sont la position de la tourbière dans le bassin versant et son type d'alimentation hydrique. Le croisement de ces deux critères permet d'évaluer la contribution du projet pour ce co-bénéfice et de lui attribuer une note sur 5 (cf. Tableau 8).

Tableau 8 - Clé d'évaluation simplifiée du co-bénéfice "protection contre les inondations"

Contribution potentielle des tourbières à la protection contre les inondations en fonction de la position dans le bassin versant et du type d'alimentation hydrique		
	Tourbières ombrotrophes	Tourbières minérotrophes
Tête de bassin versant	Faible à moyenne (2/4)	Moyenne (3/4)
Plaine	Faible (1/4)	Forte (4/4)

Type de co-bénéfices	Description	Indicateur à suivre	Valeur
Gestion quantitative de la ressource en eau	Contribution potentielle du site restauré au service de protection contre les inondations	Cf. clé d'évaluation simplifiée	/ 4

Par ailleurs, il faut considérer qu'un projet de restauration réussi, c'est à dire où le processus de subsidence n'aura pas lieu, est un projet qui a permis de conserver un volume de tourbe intacte

composée à 75 % d'eau (Cubizolle, 2019). Il s'agit donc d'un volume d'eau stocké dans le bassin versant et pouvant remplir plusieurs services écosystémiques en fonction des caractéristiques du site.

L'évaluation de ce co-bénéfice est basée sur l'atteinte des objectifs du projet. On considère qu'un projet ayant pleinement atteint ses objectifs (pas de subsidence) a permis de conserver le volume de stockage maximum et obtient donc la note la plus élevée. En revanche, si le suivi de la subsidence montre une perte d'altitude et donc un volume de stockage perdu, la note du co-bénéfice est calculée en fonction du pourcentage de volume perdu.

Tableau 9 - Grille de notation du co-bénéfice "stockage d'eau"

Pourcentage de volume de stockage perdu	Note / 5
Entre 0 % et 10 %	5
Entre 10 % et 30 %	4
Entre 30 % et 50 %	3
Entre 50 % et 70 %	2
Entre 70 % et 90 %	1
Au-delà de 90 %	0

La valeur du co-bénéfice est réévaluée à chaque audit. Les projets avec vérification *ex-ante* des réductions d'émissions obtiennent la note maximale.

Type de co-bénéfices	Description	Indicateur à suivre	Valeur
Gestion quantitative de la ressource en eau	Volume de stockage d'eau conservé grâce au projet	% de volume de stockage perdu	/ 5

- Co-bénéfices liés à l'amélioration de la qualité de l'eau

S'agissant de l'amélioration de la qualité de l'eau, les processus biogéochimiques qui permettent ses services sont étroitement liés à la saturation en eau du sol et à la concentration en matière organique. Un projet de restauration réussi contribue donc à l'amélioration de la qualité de ces services écosystémiques, mais là encore, la quantification précise des gains obtenus grâce au projet n'est pas possible.

Les tourbières peuvent améliorer la qualité de l'eau notamment grâce au processus de dénitrification (qui limite les phénomènes d'eutrophisation), mais peuvent aussi stocker divers types de polluants (métaux lourds par exemple). Dans le cadre des projets de restauration, le service d'amélioration de la qualité de l'eau doit aussi être évalué par rapport à la situation de référence dans laquelle la tourbière dégradée n'est pas neutre. En effet, dans le scénario de référence, la tourbière dégradée peut avoir un impact négatif sur la qualité de l'eau en relarguant carbone organique dissout (COD), nitrates et autres polluants stockés dans la tourbe. La restauration permet donc un double bénéfice.

Bien que les processus biogéochimiques qui permettent la réalisation de ces services se réalisent dans toutes les tourbières, le service rendu est étroitement lié aux usages de l'eau. Cette catégorie de co-bénéfices concerne majoritairement les tourbières minérotrophes du fait de leur connexion avec les systèmes hydrographiques de surface et de sub-surface, ainsi qu'avec les nappes.

Afin d'évaluer la contribution potentielle du site restauré à l'amélioration de la qualité de l'eau, le porteur de projet démontrera que le site participe directement ou indirectement à l'alimentation hydrique d'autres milieux (aquatiques en particulier) en aval. Il peut dans ce cas considérer que son projet contribue potentiellement à limiter l'eutrophisation des milieux aquatiques (et terrestres).

Il peut également démontrer que des échanges hydriques existent entre le site et des masses d'eau utilisées pour l'alimentation en eau potable. Il peut dans ce cas considérer que son projet contribue potentiellement à améliorer la qualité de l'eau de consommation et à limiter les traitements nécessaires à sa consommation.

La démonstration de ces modes de fonctionnement hydrologique nécessite généralement une étude dédiée dont le coût peut être prohibitif pour qu'elles soient menées dans le cadre de l'évaluation des co-bénéfices. Le porteur de projet peut valoriser des études déjà réalisées.

Type de co-bénéfices	Description	Indicateur à suivre	Valeur
Gestion qualitative de la ressource en eau	Limitation du risque d'eutrophisation des milieux aquatiques connectés au site	Démonstration de la connectivité hydraulique avec milieux aquatiques en aval	+ 5
	Amélioration de la qualité de l'eau de consommation	Démonstration de la connexion avec une masse d'eau destinée à l'AEP	+ 5
<b>Evaluation des co-bénéfices liés à l'amélioration qualitative à la ressource en eau</b>			<b>/ 10</b>

### 5.1 Co-bénéfices socio-économiques

Les co-bénéfices socio-économiques incluent les aspects liés aux valeurs éducatives et scientifiques, ainsi que la valeur liée aux activités de loisir et de tourisme.

- Valeur éducative

Les projets de restauration de tourbières constituent un support intéressant pour sensibiliser différents publics aux enjeux de protection de ces milieux naturels. Ils peuvent également s'accompagner de divers projets pédagogiques et touristiques permettant de communiquer sur les actions réalisées et de sensibiliser différents publics à la protection de ces milieux.

Types de valorisation :

- Création de sentiers pédagogiques, ou autres aménagements destinés à l'accueil et à l'information du public ;

- Utilisation du site pour des visites guidées, tout type de public, tout projet d'éducation à l'environnement et au développement durable (EEDD) ;
- Les actions de sensibilisation réalisées hors du site (animations scolaires, interventions ou tenue de stands dans manifestations, ...).

- Valeur scientifique

Les données acquises dans le cadre des projets de restauration LBC (hydrologie, pédologie, flore, faune, ...) contribuent à l'amélioration des connaissances sur les tourbières de France hexagonale. Les porteurs de projets peuvent valoriser les données de leur projet en les transmettant au Pôle-relais tourbières (FCEN) qui assurera le lien avec les bases de données nationales existantes.

La mise à disposition des données est valorisée par un bonus de 4 points. Au moment du dépôt, le porteur de projet sélectionne ce co-bénéfice et s'engage à transmettre les données de son projet. La réalité de la mise à disposition des données est vérifiée sur la base de pièces justificatives lors de l'audit à 5 ans.

Les sites restaurés peuvent être utilisés par les scientifiques pour étudier l'impact de la restauration hydrologique sur différentes fonctions et compartiments de l'écosystème. Cette fonction de support pour la recherche peut être valorisée par les porteurs de projet si des études scientifiques sont mises en place dans le cadre des projets. Ce co-bénéfice est également valable si des projets de restauration labellisés sont mis en œuvre sur des sites bénéficiant déjà de dispositifs de recherches scientifiques.

Notation sur 4 :

- Mise en place ou existence de travaux de recherche : +2 ;
- Publications dans revues à comité de lecture : +2 ;

La valeur du co-bénéfice est évaluée lors du dépôt de projet. Elle est vérifiée sur la base de pièces justificatives lors de l'audit à 5 ans. La réalité des travaux de recherche est vérifiée lors de l'audit à 5 ans sur la base de pièces justificatives. Si des articles scientifiques ont déjà été publiés avant l'audit, la note maximale est attribuée et ce co-bénéfice est validé. Dans le cas contraire, le bonus lié aux publications scientifiques peut être attribué lors des audits ultérieurs sur présentation des pièces justificatives. Logiquement les articles scientifiques publiés après l'audit à 5 ans ne peuvent être valorisés dans le cadre d'un projet avec vérification *ex-ante* des réductions d'émissions.

- Valeur économique et sociale

La création d'une plus-value économique locale, souvent évaluée grâce à l'utilisation d'emprises situées dans un périmètre proche, n'est pas pertinente à évaluer dans le cadre de cette méthode car les entreprises de génie écologique ne sont pas réparties de façon homogène sur le territoire national.

Type de co-bénéfices	Description	Indicateur à suivre	Pièces justificatives	Valeur
Co-bénéfices socio-économiques	Sensibilisation du grand public et/ou des professionnels à la protection des zones humides et à l'usage de terre sans tourbe	Nombre de manifestations, conférences, interventions auprès de scolaires ou professionnels, etc	Photos des événements, articles de presse, bilans d'activités faisant mention des actions réalisées  Pièces vérifiées lors des audits	+ 4
	L'une ou l'autre des phases du projet a bénéficié des services d'une entreprise de réinsertion	Documents attestant le recours à une entreprise conventionnée Entreprise d'Insertion	Contrat signé avec l'entreprise / facture acquittée  Pièces vérifiées lors de l'audit à 5 ans	+ 4
	Le projet a permis la réalisation d'études scientifiques <i>in situ</i> visant à mieux comprendre les effets de la restauration des tourbières	- Le site appartient à une infrastructure de recherche (Zone Atelier, Service National d'Observation, ...)	Documents produits et publiés  Co-bénéfice vérifié lors des audits	+ 2
		- Publication d'articles scientifiques, thèses, mémoires, rapports d'étude, ... ;	Documents produits et publiés  Co-bénéfice vérifié lors des audits	+ 2
	Des données issues du projet ont contribué à l'amélioration des connaissances sur les tourbières et les zones humides de France	Transmission des données dans les bases nationales telles que l'INPN, le RPDZH, Donesol, ADES, etc ... via le Pôle-relais tourbières	Mails + documents/données transmises  Vérification lors de l'audit à 5 ans	+ 4
	Le projet a été valorisé sous forme de retour d'expérience bénéficiant aux autres gestionnaires de tourbières	- Réalisation et diffusion de fiches techniques de retours d'expériences ; - Organisation de journées d'échanges sur le terrain ;	- Documents réalisés (actes de colloque, fiches techniques, comptes-rendus, etc ...);	+ 4

		<ul style="list-style-type: none"> <li>- Intervention pour présenter le projet dans des colloques ou séminaires ;</li> <li>- Toute autre forme de valorisation du projet à destination des gestionnaires de tourbières.</li> </ul>	Co-bénéfice vérifié lors des audits	
<b>Total co-bénéfices socio-économiques</b>				<b>/ 20</b>

## 5.2 Bénéfices climatiques additionnels

- Emissions évitées au-delà de la durée de validité des projets

Les bénéfices climatiques additionnels correspondent aux impacts climatiques du projet au-delà de sa durée de validité. Cette dernière est relativement courte pour apprécier pleinement l'effet du projet de restauration sur le climat. La méthode de calcul basée sur la subsidence permet une estimation des émissions évitées après la période de labellisation. Bien qu'elles ne puissent être reconnues dans la comptabilité des réductions d'émissions, le porteur de projet peut les valoriser sous forme de co-bénéfices.

La valeur du co-bénéfice est calculée en fonction du pourcentage que représentent les réductions d'émissions additionnelles par rapport aux réductions d'émissions du projet (cf. Tableau 10).

Tableau 10 - Grille d'évaluation des émissions évitées au-delà de la durée de validité des projets

Pourcentage de réductions d'émissions additionnelles par rapport aux réductions d'émissions du projet	Valeur du co-bénéfice (/ 5)
Supérieur ou égal à 100%	+ 5
Entre 75% et 100%	+ 4
Entre 50% et 75%	+ 3
Entre 25% et 50%	+ 2
Entre 1% et 25%	+ 1

- Restauration de la fonction de puits de carbone

Type de co-bénéfices	Description	Indicateur à suivre	Valeur
Bénéfice climatique additionnel	Emissions de GES évitées au-delà de la	Pourcentage de réductions d'émissions additionnelles par	/ 5

	période de validité du projet	rapport aux réductions d'émissions du projet (cf. Tableau 10)	
Bénéfice climatique additionnel	Restauration de la fonction de puits de carbone	Pourcentage de recouvrement des végétations turfigènes sur la surface restaurée > 50 % (critère pour la vérification <i>ex-ante</i> des réductions d'émissions)	+ 5
<b>Total bénéfices climatiques additionnels</b>			<b>/ 10</b>

## 6 Principes pour établir le scénario de référence

Le scénario de référence d'un projet correspond à la situation dans laquelle la tourbière reste dans un état dégradé et évolue en l'absence de travaux de restauration. Il s'agit donc d'un scénario théorique dans lequel la tourbière est une source nette de GES. L'objectif du scénario de référence est de quantifier les émissions théoriques de GES qui auraient eu lieu sans intervention.

Des scénarii de référence spécifiques sont établis pour chaque projet, à partir de variables mesurées *in situ* avant les travaux de restauration.

### 6.1 Approche basée sur la subsidence et l'évolution du stock de carbone

La subsidence<sup>14</sup> peut être définie comme la perte d'altitude d'un histosol asséché qui résulte de trois processus : la compression primaire (vidange de l'eau et affaissement des macropores), la minéralisation (consommation de la matière organique responsable des émissions de CO<sub>2</sub>) et la compaction globale de la colonne de tourbe (Lindsay et al., 2014). Elle constitue un des indicateurs potentiels pour évaluer les flux de carbone dus à la minéralisation de l'histosol (Van Den Akker et al., 2012; Biancalani et al., 2014; Ma et al., 2022; Minasny et al., 2023; Verified Carbon Standard, 2023).

L'utilisation de ce proxy permet une prise en compte globale du stock de carbone minéralisé dans l'histosol, incluant les exports hors site sous formes de carbone organique ou inorganique dissous (COD et CID). Pour ces derniers, il est assumé qu'ils sont à terme minéralisés en CO<sub>2</sub> (Zhou et al., 2021).

Plusieurs paramètres sont nécessaires pour calculer les émissions de CO<sub>2</sub> de l'histosol dégradé dans le scénario de référence (cf. paragraphe 9.1) :

- La vitesse de subsidence : elle permet de calculer la perte d'altitude du sol qui aurait eu lieu en l'absence de travaux de restauration ;

<sup>14</sup> Pour une illustration du phénomène de subsidence, voir la vidéo réalisée par l'UICN UK Peatland : <https://www.youtube.com/watch?v=DUFqrN1dxjU&t=130s>

- Le pourcentage de minéralisation : il permet de calculer la contribution de la minéralisation dans le processus global de subsidence ;
- Le stock de carbone contenu dans l'histosol : Il permet de calculer la quantité réelle de carbone organique soumis à des processus de minéralisation et donc à l'origine des émissions de CO<sub>2</sub>.

Les paragraphes suivants détaillent l'ensemble des variables à acquérir pour le calcul des émissions du scénario de référence.

## 6.2 Zonage du site dans le scénario de référence

Le diagnostic fonctionnel a permis d'établir des unités fonctionnelles cohérentes du point de vue hydrologique et d'estimer leurs surfaces respectives (surfaces d'eau libre déduites).

Le calcul des différents paramètres présentés dans les paragraphes suivants doit être fait pour chaque unité fonctionnelle définie dans le diagnostic fonctionnel (cf. paragraphe 3.5.1). Ces calculs permettent *in fine* d'estimer les émissions de chaque unité fonctionnelle dans le scénario de référence. Les émissions des unités fonctionnelles sont additionnées pour obtenir les émissions totales du scénario de référence du projet.

## 6.3 Calcul de la vitesse de subsidence

La vitesse de subsidence est calculée à partir de l'équation de Knies (2008) :

(Equation 1.1)

$$V_{sub\_n} = \frac{0,147 * \left( PT_{oxy} + \frac{EP_{mineral}}{2} \right) - 0,0006 * \left( PT_{oxy} + \frac{EP_{mineral}}{2} \right)^2 + 0,05}{10} * FT * FUT$$

Où :

Vsub_n	Vitesse de subsidence de l'unité fonctionnelle n	cm/an
PToxy	Epaisseur de tourbe au-dessus du niveau de nappe à l'étiage estival. Calculée avec les équations 1.2 à 1.5	cm
EPminéral	Epaisseur des horizons minéraux	cm
FT	Facteur température calculé par l'équation 1.6 (cf. paragraphe 6.3.2)	Sans unité
FUT	Facteur d'utilisation des terres (cf. paragraphe 6.3.1)	Sans unité

PToxy est calculée de la façon suivante (le résultat est en mètre) :

(Equations 1.2 à 1.5)

- Si  $PT < \frac{WTDete}{100}$  et si  $PT > (EP_{mineral} + 0,3)$  alors  $PT_{oxy} = PT - Ep_{mineral}$

- Si  $PT < \frac{WTDete}{100}$  et si  $PT \leq (EP_{minéral} + 0,3)$  alors  $PT_{oxy} = PT$
- Si  $PT \geq \frac{WTDete}{100}$  et si  $PT > (EP_{minéral} + 0,3)$  alors  $PT_{oxy} = \frac{WTDete}{100} - EP_{minéral}$
- Si  $PT \geq \frac{WTDete}{100}$  et si  $PT \leq (EP_{minéral} + 0,3)$  alors  $PT_{oxy} = \frac{WTDete}{100}$

Où

PT	Epaisseur totale de tourbe	m
WTDete	Moyenne de la profondeur de nappe à l'été estival des 3 années avant travaux. La profondeur de nappe à l'été estival correspond à la moyenne des 3 mois les plus secs de l'année. WTDete est donc la moyenne de la profondeur de nappe de ces 9 mois d'été.	cm

### 6.3.1 Facteur d'usage des terres (FUT)

Ce facteur est utilisé pour corriger la vitesse de subsidence selon l'usage de la tourbière dans le scénario de référence. Il est égal à 1 pour les tourbières à usage sylvicole, les tourbières pâturées, les tourbières laissées sans gestion et celles utilisées à des fins de conservation de la nature. Il est égal à 2 pour les tourbières cultivées (Kniess, 2008).

Facteur d'utilisation des terres par défaut	1
Facteur d'utilisation des terres pour les tourbières cultivées	2

### 6.3.2 Facteur température (FT)

Le facteur température est basé sur la température moyenne locale (ce facteur est égal à 1 pour des températures annuelles moyennes de 8,3 °C). Ce facteur est calculé dans le scénario de référence avec la formule suivante (Kniess, 2008) :

(Equation 1.6)

$$FT = -0,6 + 6,6 * \frac{1}{2^{8,17} |T-25|}$$

T	Température moyenne des 5 années précédant les travaux de restauration	en °C
---	--	-------

Pour le calcul de ce facteur, le porteur de projet utilisera les données officielles de Météo France<sup>15</sup> de la station météo la plus représentative. Il ne s'agit pas forcément de la station météo la plus proche du site, notamment en montagne où il convient de choisir une station météo située à une altitude équivalente et sur le même versant.

<sup>15</sup> <https://meteo.data.gouv.fr/datasets/donnees-climatologiques-de-base-decadaires-agro/>

La température moyenne des 5 années avant travaux est utilisée pour le calcul des réductions d'émissions potentielles. Ce facteur sera mis à jour dans le cadre de la réévaluation du scénario de référence (cf. paragraphe 6.7). A l'occasion des audits, le porteur de projet corrige le facteur température (FT) avec les températures réelles mesurées après les travaux de restauration. Il utilisera à cet effet les données de la même station météo que celle utilisée initialement. Les données de températures sont vérifiées par l'auditeur.

#### 6.4 Estimation du stock de carbone

L'objectif de cette étape est d'estimer le stock de carbone contenu dans l'histosol afin de quantifier les émissions potentielles qu'il représente. Pour cette étape, la méthode propose l'utilisation de données de Tier 2 ou de Tier 3.

Les données de Tier 2 correspondent aux taux de carbone publiés dans l'article de Pinault *et al.* (2023). Afin de garantir une estimation conservatrice du stock de carbone, la valeur la plus basse mesurée est utilisée (valeur de  $633 \pm 55$  t C.ha<sup>-1</sup>.m<sup>-1</sup>). Un rabais supplémentaire de 10 % est appliqué à la borne basse de l'intervalle de confiance.

La valeur obtenue est de 520 t C.ha<sup>-1</sup>.m<sup>-1</sup> pour les données de Tier 2

Le porteur de projet peut utiliser des données de tiers 3 en réalisant des mesures de stock *in situ*. Dans ce cas, la mesure du stock de carbone est réalisée dans le cadre du diagnostic fonctionnel (cf. paragraphe 3.5.2), en suivant le protocole fourni en annexe 5.

L'estimation des stocks est réalisée pour chaque unité fonctionnelle selon la formule suivante (2.1) :

$$\text{Stock\_C\_reference} = \text{Volume\_tourbe} * \text{DA\_tourbe} * \text{CC\_tourbe} / 1000$$

(t C.ha<sup>-1</sup>)

Où

Stock_C	Stock de carbone	t C.ha <sup>-1</sup>
Volume_tourbe	Volume de tourbe sur lequel les valeurs de DA_tourbe et CC_tourbe sont extrapolées pour le calcul du stock de carbone	m <sup>3</sup>
DA_tourbe	Densité apparente des échantillons de tourbe prélevés à différentes profondeurs	kg.m <sup>-3</sup>
CC_tourbe	Concentration en carbone des échantillons de tourbe prélevés à différentes profondeurs. Mesure en laboratoire	%

CC\_tourbe est mesurée en laboratoire. Le protocole de mesure n'est pas imposé. Toutefois, si la concentration en carbone de la tourbe est calculée par perte au feu, un facteur de 1,885 doit être utilisé pour convertir la quantité de matière organique en quantité de carbone (Klingensfluss et al., 2014).

Volume\_tourbe = volume de tourbe sur lequel les valeurs de DA\_tourbe et CC\_tourbe sont extrapolées pour le calcul du stock de carbone. La méthode calcule le volume de tourbe de chaque strate échantillonnée sur un hectare et extrapole les valeurs de densité apparente et de concentration en carbone pour le calcul du stock. Le calcul du stock est automatisé dans le fichier « LBC\_tourbieres.xls / onglet stock\_carbone » (Figure 7).

Strate_n	Horizon (prof. en m)	Vtourbe (m <sup>3</sup> /ha)	Datourbe (kg/m <sup>3</sup> )	CC (%)	Ctourbe (t C/ha)
Echantillon_1	0,25	2500	351	40,30%	353,6325
	0,5	2500	177	47,80%	211,515
	0,75	2500	119	47,70%	141,9075
	1	2500	143	47,10%	168,3825
	1,5	5000	137	46,00%	315,1
<b>Tot_echantillon_1</b>					<b>1252,00775</b>
Echantillon_2	0,25	2500	201	39,80%	199,995
	0,5	2500	215	43,00%	231,125
	0,75	2500	164	46,90%	192,29
	1	2500	162	46,40%	187,92
	1,5	5000	149	47,30%	352,385
<b>Tot_echantillon_2</b>					<b>1163,715</b>
Echantillon_j	0,25	2500			0
	0,5	2500			0
	0,75	2500			0
	1	2500			0
	1,5	5000			0
<b>Tot_echantillon_j</b>					<b>0</b>

Figure 7 - capture d'écran du tableau de calcul des stocks de carbone

## 6.5 Espace pédologique de subsidence potentielle

Pour estimer le stock de carbone soumis au processus de subsidence, la notion d'espace pédologique de subsidence potentielle (EPSP) est introduite dans cette méthode. La profondeur de l'EPSP est déterminée par la variable WTD<sub>ete</sub>. Cette variable est utilisée pour calculer la vitesse de subsidence, il est donc logique de considérer que cette épaisseur d'histosol est celle qui sera impactée par les différents processus provoquant la subsidence, dont la minéralisation qui génère les flux de CO<sub>2</sub>. Les émissions de l'histosol du scénario de référence sont donc calculées à partir de la quantité de carbone contenue dans les couches de tourbe situées au-dessus du niveau estival de nappe (WTD<sub>ete</sub>).

La subsidence n'est pas un processus qui dégrade la tourbe du haut vers le bas, mais bien une dégradation d'un stock de tourbe soumis à des conditions oxydantes qui dépend donc des niveaux piézométriques. La notion d'EPSP est utilisée ici afin de décrire le plus fidèlement possible ce processus de dégradation.

L'estimation du stock se fait par un échantillonnage tous les 25 cm dans le premier mètre, puis tous les 50 centimètres au-delà de cette profondeur. Pour le calcul du stock de l'EPSP, on utilisera les valeurs des horizons strictement au-dessus de WTD<sub>ete</sub>. Par exemple si WTD<sub>ete</sub> = 62,3 cm, on utilisera la quantité de carbone mesurée dans les 50 premiers centimètres pour la suite du calcul. Cette règle permet de s'assurer que le stock pris en compte est celui le plus fréquemment en conditions oxydantes.

$$\text{Stock\_C\_EPSP} = \text{Somme du stock de carbone [horizons 25 à n]} * \text{WTD}_{ete} / n$$

(t C.ha<sup>-1</sup>)

Où n correspond à la profondeur d'échantillonnage de l'histosol (25 cm / 50 cm / 75 cm / 100 cm / 150 cm, etc.) et n < WTD<sub>ete</sub>

Stock\_C\_EPSP représente donc la quantité totale de carbone stockée dans l'EPSP, dont une partie serait minéralisée en l'absence de travaux de restauration. Cette part minéralisée qui est à l'origine des flux de GES est calculée à l'étape suivante à partir du pourcentage de minéralisation.

## 6.6 Calcul de la part de minéralisation dans le processus général de subsidence

Comme expliqué plus haut (cf. paragraphe 6.1), la subsidence est le résultat de trois processus physiques et chimiques (compaction primaire, compression secondaire, et minéralisation).

Pour utiliser la subsidence comme proxy des émissions des GES il est nécessaire de connaître la part que représente la minéralisation qui est à l'origine des émissions de CO<sub>2</sub> dans le scénario de référence.

La subsidence est rapide juste après la perturbation car elle est majoritairement due aux processus mécaniques de compression et de compaction. Après quelques années sa vitesse diminue mais elle est alors essentiellement due au processus de minéralisation.

Le pourcentage de minéralisation dépend donc de l'ancienneté de la perturbation, plusieurs auteurs (Ma et al., 2022; Pronger et al., 2014) proposent des modèles pour estimer le pourcentage de minéralisation en fonction de cette durée. Celui de Ma *et al.* (2022) est utilisée dans cette méthode.

$$\%_{\text{mineralisation}} = 2,15 + 12,05 \ln(\text{Duree})$$

Où :

Duree	Temps écoulé depuis le début des perturbations	Années
-------	--	--------

Le taux de minéralisation moyen sur la durée de validité du projet est automatiquement calculé.

L'historique et la date des perturbations sont des éléments du diagnostic fonctionnel (cf. paragraphe 3.5.3) qui présentera les sources utilisées pour déterminer l'ancienneté de la perturbation. Il peut s'agir de documents administratifs, de photos anciennes, de documents d'archives, de photos aériennes, etc. Si le porteur de projet utilise le site IGN « remonter le temps » (<https://remonterletemps.ign.fr/>) ou d'autres sources d'informations fonctionnant par "tranches", la date la plus récente est utilisée afin d'obtenir une estimation conservatrice.

En cas d'impossibilité d'établir la date de la perturbation, une valeur par défaut de 50 % est utilisée.

## 6.7 Mise à jour du scénario de référence

La température moyenne des 5 années avant travaux (utilisée pour le calcul du facteur température) est la seule variable du scénario de référence qui doit être réévaluée au cours du projet.

Le facteur température fait significativement varier la vitesse de subsidence (Figure 8), cette réévaluation permet donc d'intégrer en partie les changements climatiques dans le scénario de référence.

La mise à jour du facteur température est réalisée à l'occasion de chaque audit. Ainsi, pour l'audit à 5 ans, c'est la température annuelle moyenne des 5 années écoulées entre les travaux et l'audit qui est

utilisée (T+5) ; la moyenne des 10 années après travaux pour l'audit à 10 ans (T+10), etc (cf. Tableau 11).

La mise à jour est réalisée par le porteur de projet (ou son mandataire) qui présentera les données utilisées lors des audits.

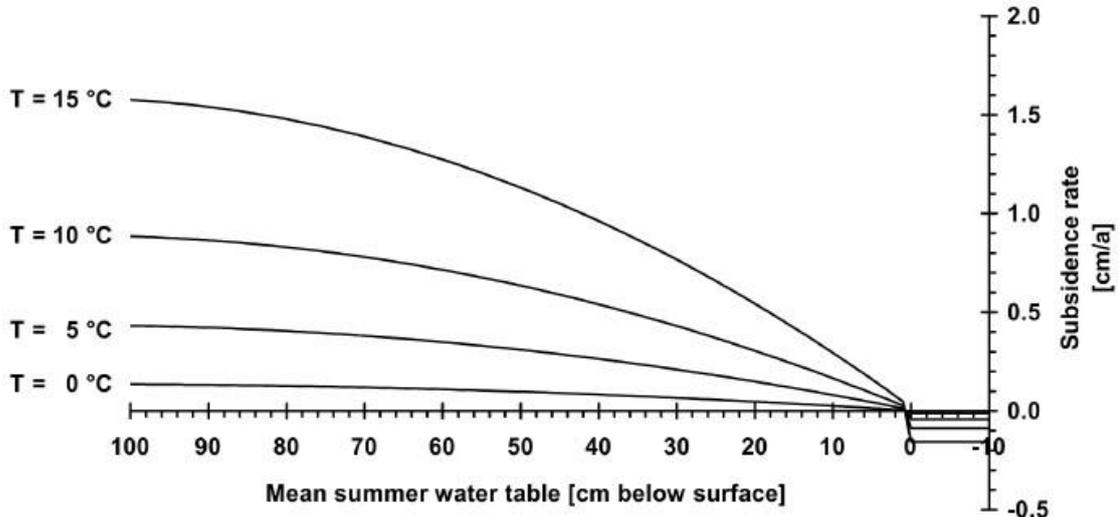


Figure 8 - Variations de la vitesse de subsidence en fonction de la profondeur moyenne estivale de nappe et de la température moyenne (Kniess, 2008)

Tableau 11 - Variables à utiliser pour la mise à jour du facteur température dans le scénario de référence

Variables	Description	Utilisation
T	Température moyenne des 5 années avant travaux	Utilisée pour le calcul de la vitesse de subsidence du scénario de référence
T+5	Température moyenne des 5 années après travaux	Mise à jour du calcul de la vitesse de subsidence avec T+5. Mise à jour effectuée pour l'audit à 5 ans
T+10	Température moyenne des 10 années après travaux	Mise à jour du calcul de la vitesse de subsidence avec T+10. Mise à jour effectuée pour l'audit à 10 ans
T+20	Température moyenne entre t+10 ans et t+20 ans après travaux	Mise à jour du calcul de la vitesse de subsidence avec T+20. Mise à jour effectuée pour l'audit à 20 ans
T+30	Température moyenne entre t+20 ans et t+30 ans après travaux	Mise à jour du calcul de la vitesse de subsidence avec T+30. Mise à jour effectuée pour l'audit à 30 ans

## 7 Dimensionnement et suivi des projets de restauration

Les travaux de restauration de tourbières nécessitent des études préalables afin de définir et planifier les mesures de restauration (dimensionner les ouvrages et leurs emplacements, identifier les chemins d'accès, les zones peu portantes, etc.).

L'annexe 7 « Dimensionnement des travaux de restauration » précise l'ensemble des paramètres à évaluer en amont du projet. Il ne s'agit pas d'un cahier des charges des travaux de restauration mais uniquement des éléments nécessaires pour le calcul des émissions des projets, en particulier pour l'évaluation de la complétude des différentes sources d'émissions.

### 7.1 Dimensionnement des travaux

Le paragraphe II.C.3 du Référentiel LBC précise que « *toutes les sources d'émissions ou de réductions d'émissions significatives sont prises en compte. Les sources mineures peuvent être exclues à condition qu'on puisse montrer que la somme des sources d'émissions exclues n'excède vraisemblablement pas 10 % des réductions d'émissions attendues et que chaque source d'émissions exclue n'excède vraisemblablement pas 5 % des réductions d'émissions attendues.* ».

Les travaux de restauration peuvent avoir pour conséquence l'inondation d'une partie de la tourbière, des mares ou autres pièces d'eaux peuvent être créées dans l'histosol, etc. Ces compartiments constituent des sources d'émissions dont l'importance doit être évaluée au regard de la règle prévue par le référentiel du Label bas-carbone mentionnée ci-dessus. Ainsi, il est demandé au porteur de projet d'évaluer *a priori* les paramètres listés dans le Tableau 12 et d'utiliser ces paramètres pour le calcul des émissions de GES dans l'outil prévu à cet effet (cf. paragraphe 9.2).

Tableau 12 - Synthèse et caractéristiques des sources d'émissions à évaluer lors du dimensionnement des travaux de restauration

Paramètre à évaluer lors du dimensionnement du projet	Description	Unité
Volume_tourbe_travaux	Il s'agit des volumes de tourbe extraits de l'histosol puis laissés à l'air libre. La tourbe est généralement extraite pour la création de mares ou dans le cadre d'opérations d'étrépage ou de décapage.  Si la tourbe extraite est utilisée pour combler des drains ou recouvrir des ouvrages, il n'est pas nécessaire d'inclure ces volumes dans le calcul. Seuls les volumes laissés à l'air libre doivent être pris en compte.	m <sup>3</sup>
Surface_eau_libre	Ce paramètre correspond essentiellement aux mares créées dans le projet de restauration. Des surfaces d'eau libre peuvent également être issues d'opérations de décapage qui créent des dépressions topographiques qui sont remises en eau après restauration.	ha

	D'une manière générale, les surfaces d'eau libre correspondent donc aux pièces d'eau créées par l'extraction de tourbe dans le projet de restauration. Elles diffèrent des surfaces inondées qui correspondent aux plans d'eau créés sur la surface naturelle des terrains (cf. paramètre suivant).	
Surface_inondation	Ce paramètre correspond à la surface de terrain inondée par les travaux de restauration. On entend par inondation la création d'un plan d'eau dont la lame d'eau est supérieure à 30 cm.	ha

L'annexe 7 illustre ces trois paramètres avec des exemples concrets de projets de restauration.

Ils sont utilisés dans le calcul des émissions du scénario de projet (cf. paragraphe 9.2).

S'il s'avère que l'une ou l'autre (ou le cumul) de ces sources d'émissions dépasse les seuils ci-dessus, le porteur de projet mettra en place les suivis nécessaires, détaillés dans les paragraphes suivants, pour les inclure dans la comptabilité des réductions d'émissions du projet (cf. paragraphe 7.1.2 à 7.1.4).

#### 7.1.1 Suivi des pièces d'eau libre créées par la restauration

[Si les émissions des pièces d'eau libre sont une source de GES significative]

Après travaux, le porteur de projet effectuera une mesure de la surface totale réelle des pièces d'eau libre créées par les travaux de restauration.

Cette surface est utilisée pour mettre à jour le paramètre « Surface\_eau\_libre » utilisée dans le calcul des émissions (cf. paragraphe 9.2.6). La mise à jour de la surface et des émissions des pièces d'eau libre est réalisée pour le premier audit à 5 ans, et contrôlée par l'auditeur.

Un suivi des pièces d'eau libre est mis en place. L'objectif est de suivre la colonisation de ces surfaces par la végétation. Un suivi photographique est suffisant (cf. annexe 7).

Les pièces d'eau libre colonisées par la végétation 5 ans après restauration sont exclues du calcul des réductions d'émissions du projet (cf. paragraphe 9).

#### 7.1.2 Suivi des secteurs inondés par la restauration

[Si les émissions des secteurs inondés sont une source de GES significative]

Après travaux, le porteur de projet effectuera une mesure de la surface totale réelle des surfaces inondées.

Cette surface est utilisée pour mettre à jour le paramètre « Surface\_inondation » utilisée dans le calcul des émissions (cf. paragraphe 9.2.5). La mise à jour de la surface et du calcul des émissions des surfaces inondées est réalisée à l'occasion de chaque audit, et contrôlée par l'auditeur.

### 7.1.3 Suivi des volumes de tourbe remaniée

Si les émissions des volumes de tourbe (cf. paragraphe 9.2.4) sont une source significative de GES, la valeur estimée pour l'évaluation de la complétude est intégrée au calcul des réductions d'émissions du projet. Il n'y a pas de suivi spécifique ou de réévaluation du volume de tourbe à réaliser.

Outre ces sources optionnelles, les suivis mis en place permettent d'établir les variables nécessaires aux calculs des réductions d'émissions et à leur vérification lors des audits. Les paramètres à suivre diffèrent selon que le porteur de projet soit engagé dans une démarche de vérification *ex-ante* ou *ex-post* des réductions d'émissions, ils sont détaillés dans les paragraphes suivants.

## 7.2 Paramètres à suivre pour les projets avec vérification *ex-ante* des réductions d'émissions

Pour la vérification *ex-ante* des réductions d'émissions 3 paramètres sont demandés au porteur de projet.

### 7.2.1 La surface restaurée

Il s'agit de la surface sur laquelle les travaux de restauration ont eu un impact positif, c'est-à-dire sur laquelle les travaux ont permis de rehausser le niveau de nappe. C'est donc sur cette surface que les réductions d'émissions du projet sont calculées.

La surface restaurée est estimée lors du dimensionnement des travaux pour le calcul des réductions d'émissions potentielles. Elle doit être vérifiée sur le terrain grâce au suivis piézométriques mis en place dans le cadre du diagnostic fonctionnel, et sa valeur doit être corrigée en fonction des résultats de ces mesures de terrain. La comparaison des niveaux de nappe avant et après travaux, en différents points du site, permet de valider la surface restaurée.

L'évaluation de la surface restaurée doit être réalisée dans les 5 ans après travaux afin d'être disponible pour le premier audit.

Remarque : si la surface restaurée ne couvre pas l'ensemble d'une unité fonctionnelle, le calcul des réductions d'émissions doit être fait sur la surface restaurée et pas sur la surface totale de l'unité fonctionnelle.

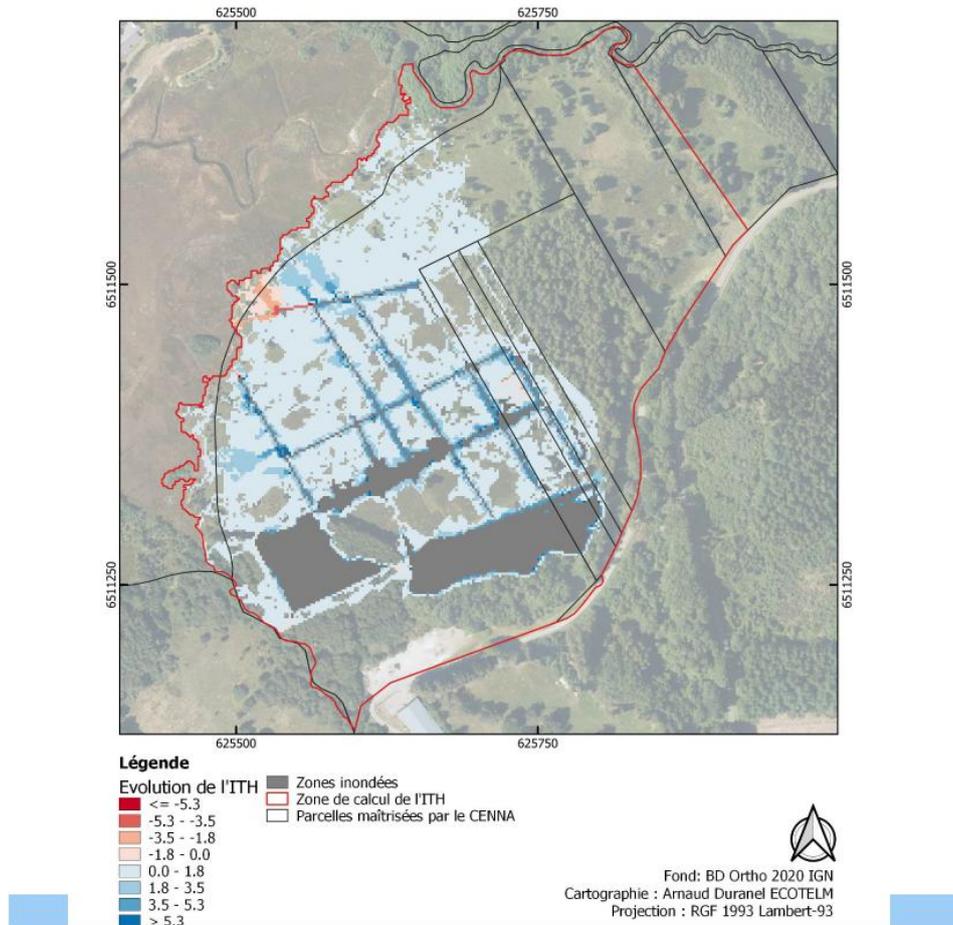


Illustration 1 - Modélisation de l'impact hydrologique de travaux de restauration (Arnaud Duranel - Ecotelm)

### 7.2.2 Le niveau piézométrique sur la surface restaurée

Dans le cadre de la vérification *ex-ante* des RE, les suivis piézométriques mis en place pour le diagnostic fonctionnel se poursuivent sur une durée de 5 années après la réalisation des travaux.

Outre l'estimation de la surface restaurée (cf. paragraphe précédent), le suivi piézométrique permet de mesurer quantitativement l'atteinte des objectifs du projet. La profondeur des niveaux de nappe est enregistrée en continu tout au long de l'année pour établir le niveau moyen annuel de nappe.

Les données des sondes piézométriques sont relevées chaque année et le niveau annuel moyen est calculé pour chaque année de suivi. Il doit être compris entre 0 et 20 cm de profondeur pour valider l'atteinte des objectifs (cf. paragraphe 2.6.1).

### 7.2.3 Suivi des habitats naturels

Un suivi botanique est obligatoirement mis en place si le porteur de projet souhaite une vérification *ex-ante* des réductions d'émissions. Les résultats des suivis doivent répondre aux critères définis au paragraphe 2.6.1).

Les projets avec vérification *ex-post* peuvent mettre en place un suivi similaire pour valoriser l'impact du projet sur les habitats naturels en tant que co-bénéfice(cf. paragraphe 5.1).

### 7.3 Paramètres à suivre pour les projets avec vérification *ex-post* des réductions d'émissions

Le principal paramètre à suivre pour les projets avec vérification *ex-post* des réductions d'émissions est l'évolution de l'altitude du sol des différentes unités fonctionnelles définies dans le scénario de référence.

En effet, le scénario de référence est établi à partir d'une vitesse de subsidence théorique qui permet le calcul de la perte d'altitude attendue sur la durée de validité du projet et les flux de CO<sub>2</sub> correspondants.

L'évolution de l'altitude du sol est donc l'indicateur de suivi des flux de CO<sub>2</sub> dans le scénario de projet. Il constitue un moyen simple, fiable, et peu coûteux pour un suivi à long terme, adapté à la vérification *ex-post* des réductions d'émissions.

Les paragraphes suivants précisent les caractéristiques du suivi à mettre en place par le porteur de projet.

#### 7.3.1 Méthode de suivi de la subsidence

Le protocole utilisé pour le suivi de la subsidence sur la zone restaurée est celui proposé par l'UICN UK Peatland (Lindsay et al., 2019). Il est basé sur l'installation de repères topographiques fixes permettant de suivre l'évolution du niveau du sol, nommés pôles de subsidence (Photo 1). Le protocole traduit est disponible en annexe 8.

Les pôles de subsidence sont installés à proximité des piézomètres (qui peuvent être retirés du site) par le porteur de projet (ou par un prestataire) conformément au protocole fourni en annexe 8.

Ils sont référencés et géolocalisés sur la carte du projet afin de les retrouver facilement lors des suivis. Les « soucoupes » (cf. protocole) vissées sur les tiges filetées matérialisent le niveau du sol et constituent le point de repère dont l'altitude doit être mesurée dans le suivi.



Photo 1 - A gauche un pôle de subsidence installé avec le repère situé à la surface du sol (Lindsay, 2019)

Remarque : le niveau du sol peut être difficile à déterminer dans les tourbières à sphaignes où la végétation forme un continuum entre les parties aériennes vivantes et les parties mortes sous-jacentes qui forment la tourbe. Dans ce cas, les soucoupes doivent être placées assez profondément pour atteindre la surface de la tourbe. Elles ne doivent en aucun cas être placées à la surface de la végétation dont la croissance ne reflète pas la variation du stock de carbone de l'histosol.

### 7.3.2 Etablissement du niveau de référence après restauration

La réhausse du niveau de nappe grâce aux travaux de restauration peut provoquer une élévation du niveau du sol (réhydratation de la tourbe). Il est nécessaire de prendre en compte cette élévation du niveau du sol afin d'établir l'altitude de référence pour le suivi de la subsidence du projet. Il n'est pas possible d'établir l'altitude de référence avant la réalisation des travaux de restauration.

Les pôles de subsidence sont donc mis en place 1 an après la réalisation des travaux (ou *a minima* après une période de hautes eaux) par le porteur de projet ou un par un prestataire. Le porteur de projet mandate un expert géomètre pour établir la cote altitudinale de référence de chaque pôle de subsidence.

La cote altitudinale de référence de chaque pôle de subsidence est mesurée avec une précision centimétrique.

La cote altitudinale est inscrite comme niveau de référence dans le rapport de suivi. Elle sert de niveau zéro pour la mesure de la subsidence réelle sur la durée de validité du projet.

Alt_ref_UFn	Cote altitudinale de référence pour l'unité fonctionnelle n. Mesurée par un expert géomètre avec une précision centimétrique	m (cote NGF)
-------------	---	--------------

### 7.3.3 Suivi de la subsidence

Le suivi de la subsidence est réalisé par un expert géomètre en suivant les recommandations du protocole de l'UICN. Les relevés des cotes altitudinales des pôles de subsidences doivent idéalement être réalisés dans des conditions hydrologiques similaires pour être comparables (cf. explications dans le protocole). Les périodes d'étiage doivent être privilégiées pour faire ces mesures.

Pour chaque pôle de subsidence, le géomètre vérifie la position de la soucoupe par rapport au niveau du sol.

- Le niveau est stable : la soucoupe du pôle de subsidence est toujours au niveau du sol. Le géomètre s'assure que la soucoupe n'a pas été déplacée en vérifiant la cote altitudinale qui doit donc être la même que la cote de référence. Le géomètre renseigne ces éléments dans le rapport de suivi qui sera vérifié par l'auditeur.
- Le niveau du sol a baissé significativement<sup>16</sup> : le géomètre ajuste la soucoupe du pôle de subsidence jusqu'au nouveau niveau du sol et réalise une nouvelle mesure de la cote altitudinale. Il renseigne la nouvelle cote dans le formulaire de suivi et calcule la différence entre les 2 côtes pour calculer la subsidence des unités fonctionnelles (cf. Tableau 14).

Tableau 13 - synthèse des relevés à réaliser pour le suivi de la subsidence

Alt_Audit2_UFn	Cote altitudinale pour l'unité fonctionnelle n mesurée à t+10 ans pour le deuxième audit.	m (cote NGF)
Alt_Audit3_UFn	Cote altitudinale pour l'unité fonctionnelle n mesurée à t+20 ans pour le troisième audit.	m (cote NGF)
Alt_Audit4_UFn	Cote altitudinale pour l'unité fonctionnelle n mesurée à t+30 ans pour le quatrième audit.	m (cote NGF)

La subsidence des unités fonctionnelles est calculée par la différence entre la cote de référence et les cotes mesurées à différents pas de temps. Elle est utilisée pour le calcul des émissions du scénario de projet (cf. paragraphe 9.5).

Tableau 14 - Calcul de la subsidence des unités fonctionnelles

Sub_audit2_UFn	$[Alt\_ref\_UFn] - [Alt\_Audit2\_UFn]$	en cm
Sub_audit3_UFn	$[Alt\_Audit2\_UFn] - [Alt\_Audit3\_UFn]$	en cm
Sub_audit4_UFn	$[Alt\_Audit3\_UFn] - [Alt\_Audit4\_UFn]$	en cm

## 8 Intégration du risque de non-permanence

Conformément au point II.C.6. du référentiel LBC, les méthodes doivent prendre en compte le risque de non-permanence des activités génératrices de réductions d'émissions. S'agissant de restauration de tourbières, les risques identifiés relèvent principalement des aléas climatiques, auxquels un risque d'incendie est associé.

<sup>16</sup> Pour des mesures réalisées avec une précision centimétrique, la baisse est considérée significative à partir de 3 cm.

## 8.1 Risques d'événements climatiques extrêmes.

(Source pour l'ensemble du paragraphe<sup>17</sup>)

Dans un contexte de réchauffement planétaire à +1,1 °C, les projections climatiques pour la France hexagonale prévoient notamment une augmentation des vagues de chaleur, l'effet sur le régime des précipitations est plus incertain, avec des contrastes entre le nord et le sud du territoire.

D'ici 2050, le nombre de jours de vagues de chaleur devrait doubler, quel que soit le scénario d'émission de gaz à effet de serre. D'ici 2100 ces vagues pourraient s'étendre de mai à octobre.

Concernant les précipitations, si le cumul annuel moyen ne montre pas de tendance marquée depuis 1960 à l'échelle du territoire, les pluies extrêmes sont en augmentation et des différences sont visibles entre le nord (tendances à la hausse) et le sud (tendances à la baisse) du territoire. L'évolution du régime des pluies demeure incertaine, elle conditionne en particulier l'avenir des tourbières ombrotrophes, majoritairement tributaires des précipitations pour leur alimentation hydrique.

Pour les tourbières minérotrophes, notamment celles connectées aux grandes nappes alluviales, les prélèvements en eau pour les usages (agricoles ou industriels par exemple) seront aussi un facteur important de la conservation de ces sites.

Quant à l'enneigement, il devrait être réduit de plusieurs semaines et la couverture neigeuse diminuer de 10 % à 40 %, modifiant ainsi les apports hydriques dans les bassins versants.

Logiquement, l'intensité et la durée des sécheresses des sols sont aussi en augmentation et pourraient doubler d'ici 2050.

Les prévisions climatiques ne sont globalement pas favorables à la conservation des tourbières, et au maintien de leur fonction de puits de carbone à long terme. L'augmentation de la durée des sécheresses et l'augmentation des températures conduisent à une minéralisation accrue des histosols, et donc des émissions de CO<sub>2</sub>.

Dans ces conditions, la restauration hydrologique des sites est un enjeu de taille puisqu'elle permet d'améliorer la résilience de ces écosystèmes face aux changements globaux. La résilience des écosystèmes tourbeux augmente avec l'ancienneté de la restauration (Grand-Clement *et al.*, 2014; Loisel and Gallego-Sala, 2022; Renou-Wilson *et al.*, 2019).

Bien que des incertitudes demeurent sur la façon dont les fonctions des tourbières restaurées évolueront dans un contexte de dérèglement climatique, les modélisations les plus récentes estiment que la restauration à grande échelle pourrait avoir un effet significatif de refroidissement du climat, sauf dans le pire des scénarios climatiques (Wilson *et al.*, 2022). Ainsi, la restauration de la fonction de puits de carbone des tourbières restaurées semble être un objectif atteignable, même face aux changements climatiques.

Dans le cadre des vérifications *ex-post*, l'impact des changements climatiques sur la conservation du stock de carbone sera mesuré à l'issue de la durée de validité des projets, il n'est donc pas nécessaire d'appliquer de rabais pour ce risque.

---

<sup>17</sup> <https://www.adaptation-changement-climatique.gouv.fr/comprendre/enjeux/que-nous-dit-la-science#:~:text=En%20France%20m%C3%A9tropolitaine,-La%20temp%C3%A9rature%20en&text=d%C3%A9but%202030%20%3A%20%2B2%20%2C%20B0C,de%20%2B3%20%2C%20B0C>.

En revanche, pour la vérification *ex-ante* des réductions d'émissions à 5 ans, un rabais de 10 % est appliqué pour gérer ce risque d'impermanence.

Rabais 1 = 10 %

## 8.2 Risque d'incendie

Les incendies sont une menace pour les tourbières avec des conséquences importantes sur les stocks de carbone. Ils sont connus pour produire de larges quantités de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> mais également des composés organiques volatiles, des particules fines, etc. Du fait de leur saturation en eau, les tourbières intactes sont naturellement protégées des incendies, ce qui n'est pas le cas des tourbières drainées dont la tourbe asséchée est une matière facilement inflammable (Turetsky *et al.*, 2015).

La restauration hydraulique des tourbières, en augmentant globalement l'humidité de la tourbe, limite donc la probabilité d'incendie par rapport au scénario de référence. Ce risque n'est toutefois pas nul, mais il est très fortement lié aux périodes de sécheresses et donc aux événements climatiques extrêmes. Le risque incendie est donc pris en compte par le rabais précédent de 10 %.

## 9 Calcul des réductions d'émissions des projets

Conformément au principe du Label bas-carbone, les réductions d'émissions sont estimées par comparaison des émissions du scénario de référence (GES<sub>référence</sub>) et des émissions du scénario de projet (GES<sub>projet</sub>)

$$\text{Reductions\_Emissions} = \text{GES}_{\text{référence}} - \text{GES}_{\text{projet}}$$

### 9.1 Calcul des émissions du scénario de référence

Dans le scénario de référence, l'histosol dégradé et les pièces d'eau libre sont les principales sources de GES, ainsi :

$$\text{GES}_{\text{référence}} = \text{GES}_{\text{histosol\_degrade}} + \text{GES}_{\text{eau\_libre\_ref}}$$

#### 9.1.1 Emissions des zones d'eau libre dans le scénario de référence

Lorsque la subsidence est utilisée comme proxy pour l'évaluation des flux de GES, pour éviter les doubles comptes les émissions des pièces d'eau libre ne doivent pas être comptabilisées dans le scénario de référence (Verified Carbon Standard, 2023), ainsi :

$$\text{GES}_{\text{eau\_libre\_ref}} = 0 \text{ t eq.CO}_2$$

En conséquence :

$$\text{GES}_{\text{reference}} = \text{GES}_{\text{histosol\_degrade}}$$

### 9.1.2 Emissions de l'histosol dégradé

La présente méthode prend en compte les émissions de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub>, ainsi :

$$\text{GES}_{\text{reference}} = \text{GES}_{\text{histosol\_degrade}} = \text{Emissions}_{\text{CO}_2\text{\_histosol\_degrade}} + \text{Emissions}_{\text{CH}_4\text{\_histosol\_degrade}}$$

Les émissions de méthane d'un histosol dégradé sont faibles ou nulles (Darusman et al., 2023) et elles peuvent être exclues du scénario de référence de façon conservatrice (Verified Carbon Standard, 2023)

$$\text{Emissions}_{\text{CH}_4\text{\_histosol\_degrade}} = 0 \text{ t eq.CO}_2$$

Ainsi :

$$\text{GES}_{\text{reference}} = \text{GES}_{\text{histosol\_degrade}} = \text{Emissions}_{\text{CO}_2\text{\_histosol\_degrade}}$$

Les émissions de CO<sub>2</sub> de l'histosol dégradé sont calculées à partir de la quantité de carbone de l'EPSP (variable = Stock\_C\_EPSP)

$$\text{GES}_{\text{histosol\_degrade\_tot}} = \text{Stock\_C\_EPSP} * \%_{\text{mineralisation}} * 44/12$$

(t eq.CO<sub>2</sub>)

Il est peu probable que la totalité du carbone organique contenu dans l'EPSP soit minéralisée pendant la durée de validité du projet. En conséquence, afin de ne comptabiliser que les réductions d'émissions qui auront lieu sur la durée de validité des projets, la vitesse de subsidence ( $V_{\text{subsidence}}$ , cm.an<sup>-1</sup>) est utilisée pour calculer le temps total de subsidence de l'EPSP puis sur 30 ans.

$$\text{Temps de subsidence total de l'EPSP} = \text{WTD\_ete} / \text{Vitesse\_subsidence}$$

$$\text{GES}_{\text{histosol\_degrade\_30ans}} = \text{GES}_{\text{histosol\_degrade\_tot}} * [\text{durée de labellisation}] / [\text{Temps de subsidence total de l'EPSP}]$$

(t eq.CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup>)

GES<sub>histosol\_degrade\_30ans</sub> est calculé pour chaque unité fonctionnelle.

$$\text{GES}_{\text{reference}} = \text{Somme des (Surface\_UFn} * \text{GES}_{\text{histosol\_degrade\_UFn}})$$

(t eq.CO<sub>2</sub>)

La différence entre GES<sub>histosol\_degrade\_tot</sub> et GES<sub>histosol\_degrade\_30ans</sub> donne une indication sur le stock de carbone additionnel protégé au-delà de la durée de labellisation. Bien qu'elles ne puissent être

reconnues dans le cadre des réductions d'émissions du Label bas-carbone, le porteur de projet pourra valoriser ce stock protégé sous forme de co-bénéfice climatique additionnel (cf. paragraphe 5.2).

## 9.2 Calcul des émissions du scénario de projet

### 9.2.1 Emissions des chantiers de restauration

Les travaux de restauration nécessitent l'utilisation d'engins de chantier, d'amener des matériaux sur site, l'utilisation occasionnelle d'hélicoptères, etc. Peu d'évaluation des émissions de chantier de restauration de tourbières ont été menés. Le programme « MooreLife 2020<sup>18</sup> » a réalisé quelques bilans des chantiers de restauration de tourbières de couverture en Angleterre. Bien que de lourds moyens soient utilisés pour ces chantiers (hélicoptères pour apport des matériaux), les émissions de chantiers ne représentent que quelques centaines de kg de C par ha restaurés.

A la lumière de ces résultats, les émissions des chantiers de restauration sont considérées comme négligeables et exclues du calcul des réductions d'émissions.

### 9.2.2 Calcul des émissions liées aux travaux sylvicoles

(cf. paragraphe 3.3.3)

Typiquement, les tourbières utilisées pour la sylviculture sont drainées ce qui conduit à une augmentation simultanée des émissions de CO<sub>2</sub> et de N<sub>2</sub>O par décomposition de la tourbe et à une séquestration de CO<sub>2</sub> au travers de la croissance des ligneux, tandis que les canaux de drainage en eau peuvent être des sources considérables de CH<sub>4</sub> (Jurasinski *et al.*, 2024).

En l'état actuel des connaissances, les méta-analyses des effets climatiques de la sylviculture sur les tourbières de la zone tempérée, concluent à des émissions nettes de CO<sub>2</sub> lorsque l'intégralité du cycle de vie des produits bois est prise en compte (Jovani-Sancho *et al.*, 2021). Il est donc faux de considérer les ligneux des plantations sur tourbe comme des puits de carbone, et de soustraire cette quantité de carbone au bilan final des opérations de restauration. En réalité, dans les tourbières drainées utilisées pour la production sylvicole (et régulièrement exploitées), l'accumulation de carbone dans la biomasse et la litière ne compense pas le carbone perdu par minéralisation de la tourbe (Mander *et al.*, 2023b), le bilan GES de la croissance de ces ligneux est donc une source de CO<sub>2</sub>.

Par ailleurs, si la destination du bois coupé dans le cadre des travaux de restauration ne diffère pas significativement de celle prévue dans le cadre de l'exploitation initiale, il n'est pas nécessaire de prendre en compte le carbone de ce compartiment, puisqu'il n'y a pas de différence entre le scénario de référence et le scénario de projet.

En conséquence, il n'est pas demandé aux porteurs de projets d'inclure le carbone de la biomasse aérienne des ligneux dans le calcul final des réductions d'émission.

### 9.2.3 Calcul des émissions liées à la restauration de tourbières cultivées

La restauration de ce type de tourbières engendre un pic d'émissions de méthane après restauration (cf. paragraphe 3.3.4). Si des mesures de restauration adaptées ne peuvent être mises en œuvre par le

---

<sup>18</sup> [https://www.moorsforthefuture.org.uk/\\_data/assets/pdf\\_file/0033/88881/Carbon-Audit-Update-Report-MoorLIFE-2020-2021.pdf](https://www.moorsforthefuture.org.uk/_data/assets/pdf_file/0033/88881/Carbon-Audit-Update-Report-MoorLIFE-2020-2021.pdf)

porteur de projet, ce dernier appliquera une valeur forfaitaire d'émissions pour prendre en compte ce pic de CH<sub>4</sub>. Elle correspond à un facteur d'émissions de 10 t eq.CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> appliqué sur 3 années suivant la restauration, soit 30 t eq.CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup> (Tanneberger *et al.*, 2024).

#### 9.2.4 Calcul des émissions liées au travail de l'histosol

Pour le calcul des émissions liées à la minéralisation de la tourbe remaniée par les travaux et laissée à l'air libre, afin de ne pas multiplier les mesures de terrain, une valeur forfaitaire de 700 t C par hectare et par mètre d'épaisseur d'histosol est utilisée, soit 700\*44/12 t eq.CO<sub>2</sub> pour 10 000 m<sup>3</sup>.

Ainsi :

$$\text{GES\_tourbe\_travaux} = \text{Volume\_tourbe\_travaux} * 0,26$$

Où

GES_tourbe_travaux	Emissions de CO <sub>2</sub> générées par la minéralisation de la tourbe laissée en condition oxydante	t eq.CO <sub>2</sub>
Volume_tourbe_travaux	Il s'agit des volumes de tourbe extraits de l'histosol puis laissés à l'air libre. La tourbe est généralement extraite pour la création de mares ou dans le cadre d'opérations d'étrépage ou de décapage.  Si la tourbe extraite est utilisée pour combler des drains ou recouvrir des ouvrages, il n'est pas nécessaire d'inclure ces volumes dans le calcul. Seuls les volumes laissés à l'air libre doivent être pris en compte.	m <sup>3</sup>
Valeur forfaitaire stock	La valeur forfaitaire utilisée correspond à la moyenne nationale des concentrations en carbone publiée par Pinault & al. (2023).  Elle s'élève à 700 t C.ha <sup>-1</sup> .m <sup>-1</sup>  soit 0,26 t eq.CO <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>	t eq.CO <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>

#### 9.2.5 Calcul des émissions liées à la submersion d'histosols

Ce calcul concerne les projets ayant pour conséquence l'inondation d'une partie du site restauré (cf. paragraphe 7.1.2). Les facteurs d'émissions du GIEC sont utilisés pour ce calcul (GIEC, 2019) et appliqués à la surface de la zone inondée.

Un facteur d'émission de 3,3069 t eq.CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> est utilisé pour les 20 premières années de labellisation. Un second facteur d'émission de 1,458 t eq.CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> est utilisé pour les 10 années suivantes (Tableau 15).

Tableau 15 - Facteurs d'émissions pour les sols organiques inondés (GIEC, 2019)

Facteur d'émission des 20 premières années d'inondation		Facteur d'émission après 20 années d'inondation
CO <sub>2</sub> (t.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	CH <sub>4</sub> (kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	CH <sub>4</sub> (kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )
1,02	84,7	54
Soit $1,02 + (84,7 \times 27)/1000 =$ 3,3069 t eq.CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>		Soit $0,054 \times 27 =$ 1,458 t eq.CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>

Ainsi,

$$\text{GES}_{\text{inondation}} = \text{Surface}_{\text{inondation}} \times 3,3069 \times 20 + \text{Surface}_{\text{inondation}} \times 1,458 \times 10$$

(en t eq.CO<sub>2</sub>)

### 9.2.6 Calcul des émissions liées à la création de zones d'eau libres dans les histosols

Ce calcul concerne les zones d'eau libres créées dans des dépressions topographiques creusées dans l'histosol. Ces dépressions sont créées à l'occasion des travaux (création de mares par exemple) ou remises en eau par les travaux (fosses d'extraction, fossés ou drains). Ces pièces d'eau constituent d'importantes sources de méthane, mais il faut toutefois distinguer deux situations :

1. La surface d'eau libre créée par les travaux de restauration est colonisée en 5 à 10 ans par des végétations caractéristiques de tourbières. Le comblement progressif par la végétation indique un système dynamique et accumulateur de carbone alors considéré comme neutre du point de vue climatique. Dans ce cas :

$$\text{GES}_{\text{eau\_libre}} = 0 \text{ t eq.CO}_2$$

2. La surface d'eau libre créée par les travaux n'est pas recolonisée par la végétation. Il est nécessaire d'estimer les flux de GES de ces pièces d'eau libre en utilisant les paramètres ci-dessous le facteur d'émission du GIEC, corrigé en fonction du niveau trophique du milieu dans lequel la pièce d'eau est créée (Tableau 16).

	Facteur d'émission en kg CH <sub>4</sub> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	Intervalle de confiance à 95% kg CH <sub>4</sub> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>
Zone tempérée	<b>416</b>	259-669

Ainsi :

$$\text{GES}_{\text{eau\_libre}} = \text{Surface}_{\text{eau\_libre}} \times 0,416 \times 27 \times \text{Facteur de conversion}$$

En t eq.CO<sub>2</sub>.an<sup>-1</sup>

Tableau 16 - Facteurs de conversion du flux de méthane en fonction du niveau trophique (GIEC, 2019)<sup>19</sup>

Niveau trophique	Facteur de conversion
Oligotrophe	0,7
Mésotrophe	3
Eutrophe	10
Hypereutrophe	25

Tableau 17 - Synthèse des valeurs de flux des zones d'eau libre en fonction du niveau trophique

Niveau_trophique	Valeur de flux (t CH <sub>4</sub> /ha/an)	PRG à 100 ans	Valeur de flux (t eCO <sub>2</sub> /ha/an)	Facteur de conversion	Facteur d'émission des zones d'eau libre FE_eau_libre (t eCO <sub>2</sub> /ha/an)
Oligotrophe	0,416	27	11,232	0,7	<b>7,8624</b>
Mésotrophe	0,416	27	11,232	3	<b>33,696</b>
Eutrophe	0,416	27	11,232	10	<b>112,32</b>
Hypereutrophe	0,416	27	11,232	25	<b>280,8</b>

### 9.3 Evaluation de la complétude des sources d'émissions mineures

Le paragraphe II.C.3 du Référentiel LBC précise que « toutes les sources d'émissions ou de réductions d'émissions significatives sont prises en compte. Les sources mineures peuvent être exclues à condition qu'on puisse montrer que la somme des sources d'émissions exclues n'excède vraisemblablement pas 10 % des réductions d'émissions attendues et que chaque source d'émissions exclue n'excède vraisemblablement pas 5 % des réductions d'émissions attendues. »

Il est demandé aux porteurs de projet de réaliser cette évaluation pour les émissions des zones d'eau libre, des zones inondées et des volumes de tourbe oxydée. Un outil de calcul est fourni avec la méthode (fichier « complétude.xlsx »). Le porteur de projet reporte les informations obtenues dans l'étude de dimensionnement des travaux (cf. paragraphe 7.1) pour calculer les émissions de ces différentes sources de GES. Il renseigne également les réductions d'émissions potentielles de son projet. L'outil évalue automatiquement la proportion des différentes sources et indique si l'une ou l'autre ou l'ensemble doit être inclus dans le calcul de réductions d'émissions du projet.

Le cas échéant, le porteur de projet doit mettre en place les suivis prévus par la méthode (cf. paragraphe 7).

L'évaluation de la complétude doit être présentée dans le dossier de demande de labellisation [Document 8].

<sup>19</sup> [https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4\\_Volume4/19R\\_V4\\_Ch07\\_Wetlands.pdf](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch07_Wetlands.pdf)

#### 9.4 Calcul des réductions d'émissions *ex-ante*

L'ensemble des conditions requises pour la vérification *ex-ante* des réductions d'émissions garantit la restauration d'un milieu tourbeux accumulateur de tourbe. Le niveau moyen annuel de nappe demandé (entre 0 et 20 cm de profondeur) est celui d'un système où l'accumulation de CO<sub>2</sub> compense les émissions de CH<sub>4</sub> (Evans, 2021). La présence de types de végétations turfigènes ou potentiellement turfigènes démontrent également la restauration de la fonction de puits de carbone.

La quantité de carbone séquestrée demeure toutefois relativement faible en comparaison des émissions évitées. De plus sa quantification serait complexe et coûteuse, c'est pourquoi elle n'est pas prise en compte dans le calcul des réductions d'émissions du projet.

Concernant l'effet climatique de ces cas de restaurations réussies, les émissions de méthane mesurées sont généralement faibles (inférieures à 20 g.m<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup>) et ces sites peuvent être considérés comme climatiquement neutres 6 à 15 ans après restauration (Günther et al., 2020, 2016; Nugent et al., 2018; Schrier-Uijl et al., 2014; David Wilson et al., 2016).

Afin de garantir une comptabilité conservatrice des réductions d'émissions, et d'intégrer un risque de non-permanence des effets de la restauration sur la fonction de puits de carbone, il est proposé qu'une logique de bilan climatique neutre soit utilisée dans le cadre de la vérification *ex-ante* des réductions d'émissions. Ainsi,

$$GES_{\text{histosol\_restaure}} = 0 \text{ t eq. CO}_2$$

Ainsi, dans le cadre de la vérification *ex-ante* des réductions d'émissions :

RE =

$$\sum_1^n \left( (surface_{UFn} \times GES_{\text{histosol}_{UFn}}) - (GES_{\text{eau}_{libre}} + GES_{\text{inondation}} + GES_{\text{tourbe}_{travaux}}) \right) \times 0,9$$

(en t eq.CO<sub>2</sub>)

#### 9.5 Calcul des réductions d'émissions *ex-post*

Comme expliqué au paragraphe 7.3, les émissions du scénario de projet sont calculées à partir de la subsidence réelle mesurée sur le terrain.

La mesure de la subsidence réalisée à l'occasion des audits permet d'estimer les émissions réelles du scénario de projet à différents pas de temps (t+10 ; t+20 ; t+30). Ce suivi n'est pas mis en place pour le premier audit à 5 ans, le pas de temps étant trop court pour ce type de suivi.

Un calcul des réductions d'émissions est fait à chaque audit et permet une vérification partielle des réductions d'émissions du projet.

Les réductions d'émissions des projets de restauration sont linéaires dans le temps, la quantité vérifiée lors des audits intermédiaires est donc proportionnelle à la durée écoulée depuis la réalisation des travaux. Les audits à t+10, t+20 et t+30 permettent la vérification d'un tiers des réductions d'émissions totales du projet.

Le calcul des émissions de GES du projet est fait au prorata de la subsidence réelle mesurée par rapport à la subsidence théorique calculée dans le scénario de référence.

Audit	Quantité maximum de réductions d'émissions vérifiables lors de l'audit	Subsidence théorique	Subsidence mesurée	Emissions du projet	Réductions d'émissions réelles
t+5 ans (Audit 1)	Pas de vérification partielle				
t+10 ans (Audit 2)	REmax_Audit2	$V\_sub\_UFn \times 10$	Sub_Audit2	Emissions_projet_audit2	$= [REmax\_Audit2] - [Emissions\_projet\_audit2]$
t+20 ans (Audit 3)	REmax_Audit3	$V\_sub\_UFn \times 10$	Sub_Audit3	Emissions_projet_audit3	$= [REmax\_Audit3] - [Emissions\_projet\_audit3]$
t+30 ans (Audit 4)	REmax_Audit4	$V\_sub\_UFn \times 10$	Sub_Audit4	Emissions_projet_audit4	$= [REmax\_Audit4] - [Emissions\_projet\_audit4]$

Où

REmax_Audit2	Quantité maximale de réductions d'émissions vérifiables à l'audit à t+10 ans = $GES\_histosol\_dégradé / 3$	En t eCO <sub>2</sub>
REmax_Audit3	Quantité maximale de réductions d'émissions vérifiables entre t+10 ans et t+20 ans = $GES\_histosol\_dégradé / 3$	En t eCO <sub>2</sub>
REmax_Audit4	Quantité maximale de réductions d'émissions vérifiables à l'audit à t+20 ans et t+30 ans = $GES\_histosol\_dégradé / 3$	En t eCO <sub>2</sub>
Sub_Audit2	Subsidence réelle mesurée 10 ans après la réalisation des travaux	En cm
Sub_Audit3	Subsidence réelle mesurée entre t+10 et t+20 ans après la réalisation des travaux	En cm
Sub_Audit4	Subsidence réelle mesurée entre t+20 et t+30 ans après la réalisation des travaux	En cm
Emissions_projet_audit2	Emissions réelles du projet à t+10 ans = $[(Sub\_Audit2) \times (1/3 GES\_histosol\_dégradé)] / (V\_sub \times 10 \text{ ans})$	En t eCO <sub>2</sub>
Emissions_projet_audit3	Emissions réelles du projet entre t+10 ans et t+20 ans =	En t eCO <sub>2</sub>

	$[(\text{Sub\_Audit3}) \times (1/3 \text{ GES\_histosol\_dégradé})] / (\text{V\_sub} \times 10 \text{ ans})$	
Emissions_projet_audit4	Emissions réelles du projet entre t+20 ans et t+30 ans = $[(\text{Sub\_Audit4}) \times (1/3 \text{ GES\_histosol\_dégradé})] / (\text{V\_sub} \times 10 \text{ ans})$	En t eCO <sub>2</sub>

Le calcul des réductions d'émissions est fait pour chaque unité fonctionnelle

Ainsi, le calcul des réductions d'émissions *ex-post* est le suivant :

$$\text{GES\_projet\_expost} = \text{Somme pour chaque UF de GES\_histosol\_restaure\_expost} + \text{GES\_eau\_libre\_projet} + \text{GES\_tourbe\_travaux} + \text{GES\_inondation\_projet}$$

## 10 Suivis et vérifications de l'impact des projets

Le porteur de projet devra donc lors de chaque vérification, à réaliser a *minima* 5 ans, 10 ans, 20 ans et 30 ans après les travaux et à ses frais, démontrer à un organisme tiers-vérificateur que les mesures de restauration prévues ont bien été mises en œuvre, ainsi que les protocoles de suivis nécessaires au calcul des réductions d'émissions. Il présentera les résultats des suivis mis en place à cet effet dont certains feront l'objet d'un contrôle sur site.

L'auditeur doit respecter les qualifications suivantes, en plus des éléments décrits dans l'arrêté :

- Qualification en suivi des milieux naturels, notamment sur la végétation des zones humides ;
- Qualification en hydrologie ;
- L'auditeur est indépendant du porteur de projet et de la structure en charge du suivi du projet.

### 10.1 Vérifications documentaires

Selon le Référentiel du label Bas-Carbone, les auditeurs sont chargés d'effectuer les vérifications afin de s'assurer de la véracité des réductions d'émissions au regard des exigences du Référentiel du Label Bas-Carbone, de la méthode et du dossier de demande de labellisation. L'Auditeur vérifie également la véracité des indicateurs inscrits dans le rapport de suivi. Le rôle de l'auditeur est de vérifier la qualité des informations et des activités mises en place. Ainsi, par défaut, les vérifications documentaires justifiant de la réalité des travaux engagés et de l'effectivité des réductions d'émissions seront systématiques et doivent inclure :

- Un rappel des informations fournies lors du dépôt de projet, comprenant l'ensemble des données ayant servi à l'établissement du scénario de référence (limites géographiques, diagnostic fonctionnel et fiches de synthèses des unités fonctionnelles, étude de dimensionnement des travaux, liste des autorisations réglementaires à obtenir, liste des documents de maîtrise foncière et d'usage) ;

- L'examen des factures ou de tout élément justifiant de la réalité des travaux réalisés (suivi photographique du chantier, compte-rendu de réunion de chantier, etc.) ;
- La réalité des co-bénéfices (rapports de suivi des indicateurs sélectionnés) ;
- Les documents établissant les montants d'aides publiques attribuées au projet de restauration ;
- L'ensemble des déclarations réalisées et/ou des autorisations obtenues pour la réalisation des travaux. Ces documents sont à vérifier au regard des éléments annoncés lors du dépôt de projet si les autorisations n'avaient pas encore été obtenues ;
- L'ensemble des titres de propriétés, baux, conventions, attestant de la maîtrise foncière et/ou d'usage. Ces documents sont à vérifier au regard des éléments annoncés lors du dépôt de projet, en particulier la liste des parcelles et de leurs propriétaires concernés par les travaux et leurs impacts ;
- La mise à jour du scénario de référence : Le porteur de projet fournit à l'auditeur les données et la station météo utilisées pour mettre à jour le facteur température (cf. paragraphe 6.3.2 et 6.7). L'auditeur vérifie que la valeur actualisée est bien celle utilisée pour le calcul des réductions d'émissions et leur vérification à chaque audit ;

Ces vérifications documentaires s'appliquent à tous les projets.

Des éléments complémentaires spécifiques sont à fournir en fonction du type de vérification choisi par le porteur de projets.

## 10.2 Contrôles spécifiques pour la vérification *ex-ante* des réductions d'émissions

Pour une vérification *ex-ante* des réductions d'émissions, le porteur de projet complètera les documents mentionnés au paragraphe précédent avec les éléments suivants :

- Rapport de suivi des niveaux de nappe démontrant un niveau moyen annuel compris entre 0 et 20 cm de profondeur. Ce niveau annuel moyen doit être atteint chaque année, il ne s'agit pas de la moyenne des profondeurs sur 5 ans ;
- Rapport de suivi des types de végétation démontrant la présence de végétations typiques et potentiellement turfigènes (liste des types de végétations en annexe 1) sur 50 % des surfaces restaurées ;
- Plan de gestion du site rédigé par une structure agréée protection de l'environnement ;
- Documents attestant d'une maîtrise foncière forte telle que définie au paragraphe 2.6.1. Si le porteur de projet possède la maîtrise foncière de l'ensemble des parcelles concernées par la restauration, seul le rabais de 10 % pour risque de non-permanence est appliqué au projet ;
- [Si le porteur de projet ne possède pas la maîtrise foncière de l'ensemble des parcelles] le calcul et la valeur du rabais à appliquer en fonction des outils de maîtrise d'usage utilisés en complément de la maîtrise foncière (cf. annexe 2). L'auditeur vérifie que la valeur du rabais est mise à jour pour le calcul final des réductions d'émissions.

L'audit a lieu au plus tôt 5 ans après la fin des travaux de restauration.

### 10.3 Contrôles spécifiques pour la vérification *ex-post* des réductions d'émissions

En complément des éléments mentionnés dans le paragraphe 10.1, des vérifications complémentaires sont nécessaires pour la vérification *ex-post* des réductions d'émissions.

#### 10.3.1 Vérifications documentaires

Rapport de suivi de la subsidence sur les différentes unités fonctionnelles restaurées et autres rapports de suivis relatifs aux co-bénéfices sélectionnés par le porteur de projet.

#### 10.3.2 Vérification de terrain

Le principal paramètre à contrôler sur le terrain pour la vérification et le calcul des réductions d'émissions *ex-post* est la subsidence réelle des unités différentes unités fonctionnelles.

Ainsi, un contrôle sur site visant à mesurer la subsidence réelle sur la zone de projet est réalisée par un cabinet d'experts géomètres (cf paragraphe 7.3.3). Cette mesure est réalisée grâce aux pôles de subsidence dont le niveau de référence a été établi par une cote altitudinale (NGF).

Tableau 18 - Synthèse des éléments de contrôle des projets pour la vérification *ex-post* des réductions d'émissions

Audit	Vérification documentaire	Vérification de terrain	Vérification des réductions d'émissions
5 ans après la fin des travaux de restauration	Vérification de la cote de référence pour chaque pôle permettant le suivi de la subsidence	Vérification de l'emplacement des pôles de subsidence selon les coordonnées GPS indiquées dans le rapport de suivi	Pas de vérification partielle des réductions d'émissions
10 ans après la fin des travaux de restauration	Rapport de suivi des indicateurs du projet ( <i>a minima</i> la subsidence)	Visite de terrain pour vérifier l'état des installations de suivi (pôles de subsidence) et l'adéquation des résultats présentés dans le rapport de suivi	Possible si la subsidence attendue sur 10 ans ( $Vitesse\_subsidence \times 10$ ) est supérieure à la limite de détection. Le cas échéant, vérification d'1/3 des réductions d'émissions
20 ans après la fin des travaux de restauration	Rapport de suivi des indicateurs du projet ( <i>a minima</i> la subsidence)	Visite de terrain pour vérifier l'état des installations de suivi (pôles de subsidence) et l'adéquation des résultats présentés dans le rapport de suivi	Possible si la subsidence attendue sur 20 ans ( $Vitesse\_subsidence \times 20$ ) est supérieure à la limite de détection. Le cas échéant,

			vérification d'1/3 des réductions d'émissions
30 ans après la fin des travaux de restauration	Rapport de suivi des indicateurs du projet ( <i>a minima</i> la subsidence)	Visite de terrain pour vérifier l'état des installations de suivi (pôles de subsidence) et l'adéquation des résultats présentés dans le rapport de suivi	Vérification du tiers restant

PROJET

## 11 Bibliographie

- AFES, 2009. Référentiel pédologique 2008. Éditions Quæ, Versailles.
- Allen, M.R., Shine, K.P., Fuglestedt, J.S., Millar, R.J., Cain, M., Frame, D.J., Macey, A.H., 2018. A solution to the misrepresentations of CO<sub>2</sub>-equivalent emissions of short-lived climate pollutants under ambitious mitigation. *Npj Clim. Atmospheric Sci.* 1, 16. <https://doi.org/10.1038/s41612-018-0026-8>
- Barthelmes, A., 2016. The global potential and perspectives for paludiculture., in: Wichtmann, W., Joosten, H., Schröder, C. (Eds.), *Paludiculture, Productive Use of Wet Peatlands: Climate Protection, Biodiversity, Regional Economic Benefits*. Schweizerbart Science Publishers, pp. 200–203.
- Biancalani, R., Avagyan, A., Food and Agriculture Organization of the United Nations (Eds.), 2014. Towards climate-responsible peatlands management, *Mitigation of climate change in agriculture series*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Bonn, A., Allot, T., Evans, M., Joosten, H., Stoneman, R., 2016. *Peatland restoration and ecosystem services: science, policy, and practice, Ecological reviews*. Cambridge university press, Cambridge.
- Cerisier-Auger, A., Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, 2023. Évaluation nationale des sites humides emblématiques 2010-2020. Analyse des résultats.
- Cubizolle, H., 2019. *Les tourbières et la tourbe: géographie, hydro-écologie, usages et gestion conservatoire*. Lavoisier-Tec & Doc, Cachan.
- Darusman, T., Murdiyarto, D., Impron, Anas, I., 2023. Effect of rewetting degraded peatlands on carbon fluxes: a meta-analysis. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* 28, 10. <https://doi.org/10.1007/s11027-023-10046-9>
- Décret n° 2020-457 du 21 avril 2020 relatif aux budgets carbone nationaux et à la stratégie nationale bas-carbone, 2020. , 2020-457.
- Doelman, J.C., Verhagen, W., Stehfest, E., Van Vuuren, D.P., 2023. The role of peatland degradation, protection and restoration for climate change mitigation in the SSP scenarios. *Environ. Res. Clim.* 2, 035002. <https://doi.org/10.1088/2752-5295/acd5f4>
- Evans, C., Artz, R., Burden, A., Clilverd, H., Freeman, B., Heinemeyer, A., Lindsay, R., Morrison, R., Potts, J., Reed, M., Williamson, J., 2023. *Aligning the Peatland Code with the UK Peatland Inventory [Final report] (Project Report)*. Department for Environment, Food & Rural Affairs, London.
- Evans, C.D., Peacock, M., Baird, A.J., Artz, R.R.E., Burden, A., Callaghan, N., Chapman, P.J., Cooper, H.M., Coyle, M., Craig, E., Cumming, A., Dixon, S., Gauci, V., Grayson, R.P., Helfter, C., Heppell, C.M., Holden, J., Jones, D.L., Kaduk, J., Levy, P., Matthews, R., McNamara, N.P., Misselbrook, T., Oakley, S., Page, S.E., Rayment, M., Ridley, L.M., Stanley, K.M., Williamson, J.L., Worrall, F., Morrison, R., 2021. Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03523-1>
- Frolking, S., Roulet, N.T., 2007. Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. *Glob. Change Biol.* 13, 1079–1088. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01339.x>
- Frolking, S., Talbot, J., Jones, M., Treat, C., Kauffman, J., Tuittila, E.-S., Roulet, N., 2011. Peatlands in the Earth's 21st century climate system. *Environ. Rev.* 19, 371–396. <https://doi.org/10.1139/a11-014>

- GIEC, 2023. Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1st ed. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- GIEC, 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories — IPCC.
- Giersbergen, Q., Barthelmes, A., Couwenberg, J., Fritz, C., Lång, K., Martin, N., Tanneberger, F., 2024. Identifying hotspots of greenhouse gas emissions from drained peatlands in the European Union. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4629642/v1>
- Global Peatland Initiative, Michael Succow Stiftung, BUND, Heinrich-Böll-Stiftung, 2023. Peatland Atlas 2023 - Facts and figures about wet climate guardians.
- Gorham, E., 1991. Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming. *Ecol. Appl.* 1, 182–195. <https://doi.org/10.2307/1941811>
- Grand-Clement, E., Luscombe, D.J., Anderson, K., Gatis, N., Benaud, P., Brazier, R.E., 2014. Antecedent conditions control carbon loss and downstream water quality from shallow, damaged peatlands. *Sci. Total Environ.* 493, 961–973. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.091>
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebisch, F., Couwenberg, J., 2020. Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nat. Commun.* 11, 1644. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15499-z>
- Günther, A., Huth, V., Hoffmann, M., Jurasinski, G., Albrecht, K., Augustin, J., Glatzel, S., 2016. Paludiculture as a chance for peatlands and climate: case studies from three sites in northern Germany.
- Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Jamsranjav, B., Fukuda, M., Troxler, T., 2014. 2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: wetlands : methodological guidance on lands with wet and drained soils, and constructed wetlands for wastewater treatment. IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Hayama, Japan.
- Joosten, H., 2009. The Global Peatland CO<sub>2</sub> Picture - Peatland status and emissions of all countries of the world. Wetlands international, Greifswald University, International Mire Conservation Group, Bangkok.
- Jovani-Sancho, A.J., Cummins, T., Byrne, K.A., 2021. Soil carbon balance of afforested peatlands in the maritime temperate climatic zone. *Glob. Change Biol.* 27, 3681–3698. <https://doi.org/10.1111/gcb.15654>
- Jurasinski, G., Barthelmes, A., Byrne, K.A., Chojnicki, B.H., Christiansen, J.R., Decler, K., Fritz, C., Günther, A.B., Huth, V., Joosten, H., Juszczak, R., Juutinen, S., Kasimir, Å., Klemedtsson, L., Koebisch, F., Kotowski, W., Kull, A., Lamentowicz, M., Lindgren, A., Lindsay, R., Linkevičienė, R., Lohila, A., Mander, Ü., Manton, M., Minkkinen, K., Peters, J., Renou-Wilson, F., Sendžikaitė, J., Šimanauskienė, R., Taminskas, J., Tanneberger, F., Tegetmeyer, C., Van Diggelen, R., Vasander, H., Wilson, D., Zableckis, N., Zak, D.H., Couwenberg, J., 2024. Active afforestation of drained peatlands is not a viable option under the EU Nature Restoration Law. *Ambio* 53, 970–983. <https://doi.org/10.1007/s13280-024-02016-5>
- Jurasinski, G., Günther, A., Huth, V., Couwenberg, J., Glatzel, S., 2016. Greenhouse gas emissions, in: Paludiculture, Productive Use of Wet Peatlands: Climate Protection, Biodiversity, Regional Economic Benefits. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, pp. 79–93.
- Klingenuß, C., Roßkopf, N., Walter, J., Heller, C., Zeitz, J., 2014. Soil organic matter to soil organic carbon ratios of peatland soil substrates. *Geoderma* 235–236, 410–417. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.07.010>

- Kniess, A., 2008. Development and application of a semi-quantitative decision support system to predict long-term changes of peatland functions.
- Leifeld, J., Menichetti, L., 2018a. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nat. Commun.* 9, 1071. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6>
- Leifeld, J., Menichetti, L., 2018b. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nat. Commun.* 9, 1071. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6>
- Lindsay, R., Birnie, R., Clough, J., 2014. Impacts of Artificial Drainage on Peatlands (No. Briefing note N°3). UICN UK Peatland Programme.
- Lindsay, R., Clough, J., Clutterbuck, B., Bain, C., Goodyer, E., 2019. Eyes on the Bog: Long-term monitoring network for UK peatlands [WWW Document]. URL <https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/get-involved/eyes-bog> (accessed 7.16.24).
- Liu, H., Wrage-Mönnig, N., Lennartz, B., 2020. Rewetting strategies to reduce nitrous oxide emissions from European peatlands. *Commun. Earth Environ.* 1, 17. <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00017-2>
- LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets (1), 2021. , 2021-1104.
- Loisel, J., Gallego-Sala, A., 2022. Ecological resilience of restored peatlands to climate change. *Commun. Earth Environ.* 3, 208. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00547-x>
- Loisel, J., Gallego-Sala, A.V., Amesbury, M.J., Magnan, G., Anshari, G., Beilman, D.W., Benavides, J.C., Blewett, J., Camill, P., Charman, D.J., Chawchai, S., Hedgpeth, A., Kleinen, T., Korhola, A., Large, D., Mansilla, C.A., Müller, J., Van Bellen, S., West, J.B., Yu, Z., Bubier, J.L., Garneau, M., Moore, T., Sannel, A.B.K., Page, S., Väiliranta, M., Bechtold, M., Brovkin, V., Cole, L.E.S., Chanton, J.P., Christensen, T.R., Davies, M.A., De Vleeschouwer, F., Finkelstein, S.A., Froelking, S., Gafka, M., Gandois, L., Girkin, N., Harris, L.I., Heinemeyer, A., Hoyt, A.M., Jones, M.C., Joos, F., Juutinen, S., Kaiser, K., Lacourse, T., Lamentowicz, M., Larmola, T., Leifeld, J., Lohila, A., Milner, A.M., Minkinen, K., Moss, P., Naafs, B.D.A., Nichols, J., O'Donnell, J., Payne, R., Philben, M., Piilo, S., Quillet, A., Ratnayake, A.S., Roland, T.P., Sjögersten, S., Sonnentag, O., Swindles, G.T., Swinnen, W., Talbot, J., Treat, C., Valach, A.C., Wu, J., 2021. Expert assessment of future vulnerability of the global peatland carbon sink. *Nat. Clim. Change* 11, 70–77. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00944-0>
- Ma, L., Zhu, G., Chen, B., Zhang, K., Niu, S., Wang, J., Ciais, P., Zuo, H., 2022. A globally robust relationship between water table decline, subsidence rate, and carbon release from peatlands. *Commun. Earth Environ.* 3, 254. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00590-8>
- Mander, Ü., Espenberg, M., Melling, L., Kull, A., 2023a. Peatland restoration pathways to mitigate greenhouse gas emissions and retain peat carbon. *Biogeochemistry* 167, 523–543. <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01103-1>
- Mander, Ü., Espenberg, M., Melling, L., Kull, A., 2023b. Peatland restoration pathways to mitigate greenhouse gas emissions and retain peat carbon. *Biogeochemistry* 167, 523–543. <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01103-1>
- Mathias, Y., 2022. Financing mechanisms in Europe for restoring peatlands - An overview of the different financing opportunities existing for peatland restoration, Interreg NWE Carbon Connects. AC3A.
- Minasny, B., Adetsu, D.V., Aitkenhead, M., Artz, R.R.E., Baggaley, N., Barthelmes, A., Beucher, A., Caron, J., Conchedda, G., Connolly, J., Deragon, R., Evans, C., Fadnes, K., Fiantis, D., Gagkas, Z., Gilet, L., Gimona, A., Glatzel, S., Greve, M.H., Habib, W., Hergoualc'h, K., Hermansen, C., Kidd, D.B., Koganti, T., Kopansky, D., Large, D.J., Larmola, T., Lilly, A., Liu, H., Marcus, M., Middleton,

- M., Morrison, K., Petersen, R.J., Quaife, T., Rochefort, L., Rudiyanto, Toca, L., Tubiello, F.N., Weber, P.L., Weldon, S., Widyatmanti, W., Williamson, J., Zak, D., 2023. Mapping and monitoring peatland conditions from global to field scale. *Biogeochemistry*.  
<https://doi.org/10.1007/s10533-023-01084-1>
- Ministère de l'industrie et du commerce, 1949. Les tourbières françaises. Deuxième partie : Résultats des prospections.
- Ministère de l'industrie et du commerce, Gilbert, D., Muller, F., Bernard, G., Pilloix, M., 2021. Digitized inventory of the French peatlands of 1949. <https://doi.org/10.25666/DATAOSU-2021-03-01>
- Nugent, K.A., Strachan, I.B., Strack, M., Roulet, N.T., Rochefort, L., 2018. Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to carbon sink. *Glob. Change Biol.* 24, 5751–5768. <https://doi.org/10.1111/gcb.14449>
- Page, S.E., Morrison, R., Hooijer, A., Malins, C., Rieley, J.O., Jauhiainen, J., 2011. Review of peat surface greenhouse gas emissions from oil palm plantations in southeast Asia (No. white paper N°15), Indirect Effects of Biofuel Production Series. The International Council of Clean Transportation.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D., 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* 333, 988–993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Pinault, L., 2025. Contribution des tourbières françaises à l'objectif national de neutralité carbone de 2050. *Sciences agricoles*. Université Marie et Louis Pasteur. Français. (NNT : 2025PAST2005). (tel-05158488)
- Pinault, L., Pilloix, M., Bernard, G., Joly, D., Gogo, S., Martin, E., Gilbert, D., 2023. The 1949 Atlas of French Peat Deposits, A Starting Point for a National Inventory of Peatlands. *Soil Use Manag. sum*.12919. <https://doi.org/10.1111/sum.12919>
- Pronger, J., Schipper, L.A., Hill, R.B., Campbell, D.I., McLeod, M., 2014. Subsidence Rates of Drained Agricultural Peatlands in New Zealand and the Relationship with Time since Drainage. *J. Environ. Qual.* 43, 1442–1449. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.12.0505>
- Renou-Wilson, F., Byrne, K.A., Flynn, R., Premrov, A., Riondato, E., Saunders, M., Walz, K., Wilson, D., 2022. Peatland Properties Influencing Greenhouse Gas Emissions and Removal (No. 401). EPA Ireland.
- Renou-Wilson, F., Moser, G., Fallon, D., Farrell, C.A., Müller, C., Wilson, D., 2019. Rewetting degraded peatlands for climate and biodiversity benefits: Results from two raised bogs. *Ecol. Eng.* 127, 547–560. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.014>
- Roßkopf, N., Fell, H., Zeitz, J., 2015. Organic soils in Germany, their distribution and carbon stocks. *CATENA* 133, 157–170. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.05.004>
- Schrier-Uijl, A.P., Kroon, P.S., Hendriks, D.M.D., Hensen, A., Van Huissteden, J., Berendse, F., Veenendaal, E.M., 2014. Agricultural peatlands: towards a greenhouse gas sink – a synthesis of a Dutch landscape study. *Biogeosciences* 11, 4559–4576. <https://doi.org/10.5194/bg-11-4559-2014>
- Service de l'Observation et des Statistiques, Pôle-relais Tourbières, 2013. Fiches descriptives de massifs à tourbières de France métropolitaine | Données et études statistiques (No. Document de travail N°11). Ministère de la transition écologique et des Territoires.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. [www.ser.org](http://www.ser.org) & Tucson : Society for Ecological Restoration International.

- Tanneberger, F., Appulo, L., Ewert, S., Lakner, S., Ó Brolcháin, N., Peters, J., Wichtmann, W., 2021. The Power of Nature-Based Solutions: How Peatlands Can Help Us to Achieve Key EU Sustainability Objectives. *Adv. Sustain. Syst.* 5, 2000146. <https://doi.org/10.1002/adsu.202000146>
- Tanneberger, F., Berghöfer, A., Brust, K., Hammerich, J., Holsten, B., Joosten, H., Michaelis, D., Moritz, F., Reichelt, F., Schäfer, A., Scheid, A., Trepel, M., Wahren, A., Couwenberg, J., 2024. Quantifying ecosystem services of rewetted peatlands – the MoorFutures methodologies. *Ecol. Indic.* 163, 112048. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112048>
- Temmink, R.J.M., Lamers, L.P.M., Angelini, C., Bouma, T.J., Fritz, C., Van De Koppel, J., Lexmond, R., Rietkerk, M., Silliman, B.R., Joosten, H., Van Der Heide, T., 2022. Recovering wetland biogeomorphic feedbacks to restore the world's biotic carbon hotspots. *Science* 376, eabn1479. <https://doi.org/10.1126/science.abn1479>
- Turetsky, M.R., Benscoter, B., Page, S., Rein, G., Van Der Werf, G.R., Watts, A., 2015. Global vulnerability of peatlands to fire and carbon loss. *Nat. Geosci.* 8, 11–14. <https://doi.org/10.1038/ngeo2325>
- United Nations Environment Programme, 2022. Global Peatlands Assessment: The State of the World's Peatlands - Evidence for Action toward the Conservation, Restoration, and Sustainable Management of Peatlands. United Nations Environment Programme. <https://doi.org/10.59117/20.500.11822/41222>
- United Nations Environment Programme, Global Environment Facility, Asia Pacific Network for Global Change Research, Global Environment Centre (Malaysia), Wetlands International (Eds.), 2008. Assessment on peatlands, biodiversity, and climate change. Global Environment Centre & Wetlands International, Wageningen, Kuala Lumpur.
- Van Den Akker, J.J.H., Jansen, P.C., Hendricks, R.F.A., Hoving, I., Pleijter, M., 2012. Submerged Infiltration to Halve Subsidence and GHG Emissions of Agricultural Peat Soils, in: The 14th International Peat Congress. Presented at the Peatland in Balance, International Peat Society, Stockholm, Sweden, p. 6.
- Verified Carbon Standard, 2023. VM0036 Methodology for Rewetting Drained Temperate Peatlands v1.0. Verified Carbon Standard.
- Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires Peat* 1–28. <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.222>
- Wilson, David, Farrell, C.A., Fallon, D., Moser, G., Müller, C., Renou-Wilson, F., 2016. Multiyear greenhouse gas balances at a rewetted temperate peatland. *Glob. Change Biol.* 22, 4080–4095. <https://doi.org/10.1111/gcb.13325>
- Wilson, D., Mackin, F., Tuovinen, J., Moser, G., Farrell, C., Renou-Wilson, F., 2022. Carbon and climate implications of rewetting a raised bog in Ireland. *Glob. Change Biol.* 28, 6349–6365. <https://doi.org/10.1111/gcb.16359>
- Xu, J., Morris, P.J., Liu, J., Holden, J., 2018. PEATMAP: Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. *CATENA* 160, 134–140. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.010>
- Yu, Z., Loisel, J., Brosseau, D.P., Beilman, D.W., Hunt, S.J., 2010. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophys. Res. Lett.* 37, 2010GL043584. <https://doi.org/10.1029/2010GL043584>
- Zak, D., McInnes, R.J., 2022. A call for refining the peatland restoration strategy in Europe. *J. Appl. Ecol.* 59, 2698–2704. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14261>

Zhao, J., Weldon, S., Barthelmes, A., Swails, E., Hergoualc'h, K., Mander, Ü., Qiu, C., Connolly, J., Silver, W.L., Campbell, D.I., 2023. Global observation gaps of peatland greenhouse gas balances: needs and obstacles. *Biogeochemistry*. <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01091-2>

PROJET